

Transport von Mikroorganismen in einem Karstaquifer am Beispiel der Lützelquelle

Inauguraldissertation

zur
Erlangung der Würde eines Doktors der Philosophie
vorgelegt der
Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Basel

von

Adrian Georg Auckenthaler
aus Zürich (ZH) und Pully (VD)

Basel, 2004

Genehmigt von der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

auf Antrag von Prof. Dr. Peter Huggenberger
 Departement Erdwissenschaften, angewandte und Umweltgeologie
 Universität Basel, Schweiz

Prof. Dr. Peter Reichert
Department Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling
(SIAM), Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasser-
behandlung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf, Schweiz

Prof. Dr. Marcel Tanner
Schweizerisches Tropeninstitut, Basel, Schweiz

Basel, den 19. Oktober 2004

Prof. Dr. Hans-Jakob Wirz
Dekan

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung
Abstract
Dank

1 Einleitung	22
Gefährdung durch Mikroorganismen	22
Eigenschaften Karstaquifere - Schutzzonenauscheidung	3
Grenzen der Trinkwasseraufbereitung	4
Transport von Mikroorganismen	5
Theorie des Partikeltransportes	6
Tracerversuche im Karst	10
Offene Fragen	11
Verwendete Ansätze	12
Erster Ansatz – Vergleich Durchgangskurven	12
Zweiter Ansatz – Korrelation Transportparameter mit Systemparametern	13
Dritter Ansatz – Modellierung Wasserfluss und Partikeltransport	13
Schlussfolgerung	14
Literatur	15
2 Ziel und Vorgehen	19
Ziel	19
Vorgehen	19
3 Pathogene Mikroorganismen im Trinkwasser	21
Einleitung	21
Bakterien	23
Indikatorkeime	25
Bekannte pathogene Bakterien	27
Neu erkannte pathogene Bakterien	31
Biofilme und Filterverkeimung	33
Viren	35
Erkrankungen des Verdauungstraktes	36
Erkrankungen des Zentralnervensystems	39
Infektiöse Leberentzündungen (Hepatitis)	40
Protozoen	41
Bekannte pathogene Protozoen	42
Mögliche zukünftige pathogene Protozoen	45
Schlussfolgerungen	46
Literatur	48
4 Grundwasserschutz Lützelquelle - Färbversuche Gemeinde Röschenz	53
Einleitung	53
Projektgebiet Röschenz	53
Bestehende Informationen	55
Geologie/Hydrogeologie	55

Einzugsgebiet der Lützelquelle	56
Material und Methoden	57
Resultate der Färbversuche	61
Lützelquelle	61
Kächbrunnen	64
Andere Quellen	64
Diskussion	64
Beurteilung der früheren Färbversuche	65
Schlussfolgerungen und Empfehlungen	66
Schlussfolgerungen	66
Empfehlungen	66
Literatur	69
5 Particle Transport in a Karst Aquifer.....	71
Abstract	71
Introduction	71
Methods	73
Results	73
Discussion	75
Conclusion.....	77
References	78
6 Transport of Microorganisms through a Karst Aquifer	79
Abstract	79
Introduction	80
Site description.....	81
Materials and methods	83
Tracers, microorganisms and system parameters.....	83
Model for particle transport.....	84
Relationship between transport parameters and system parameters	84
Results	85
Artificial tracer test.....	85
BTC of indicator bacteria at the spring	87
Relationship of transport parameters with system parameters.....	91
Discussion	92
Conclusion.....	94
Acknowledgement.....	95
References	96
7 Modeling Discharge and Microorganism Transport in a Karst Spring	99
Abstract	99
Introduction	99
Site Description	101
Materials and Methods	103
Conceptual Model	103
Parameter estimation	104
Input data and fit parameters	105
Simulation of slow and intermediate water flow	105
Model A, one reservoir.....	106
Model B, four reservoirs	106

Model C, two reservoirs with overflow	107
Comparison of model structures for slow and intermediate water flow	107
Model C', particle and solute transport	110
Sensitivity analysis and parameter identification	115
Discussion	118
Conclusion	120
Acknowledgement	120
References	121
8 Synthese	123
Mikrobiologische Belastung des Quellwassers	123
Detaillierte chemische, physikalische und mikrobiologische Messungen	124
Auswertung Durchgangskurven und Korrelation mit v , D_L , M/Q	125
Modellierung	126
Prozesse im Partikeltransport	127
Praktische Anwendung – Wassermanagement	128
Perspektiven für zukünftige Forschung	129
Literatur	131

Kurzfassung

Karstgebiete bilden weltweit rund einen Viertel der Oberfläche und aus Karstgrundwasserleitern stammt schätzungsweise ein Viertel des genutzten Trinkwassers. Diese bedeutenden Grundwasserressourcen sind jedoch aufgrund rascher Infiltration von mikrobiologischen Verunreinigungen während Niederschlagsereignissen und geringer Filtrationseffekte im Hauptfliesssystem stark gefährdet. Während Trockenzeiten hingegen, wenn die Matrix- und Kluftsysteme den Wasserfluss dominieren, sind nur geringe Belastungen feststellbar. Um das Gesundheitsrisiko bei der Nutzung von Karstquellen als Trinkwasserspender zu minimieren, sollten die lokale Inputverteilung der Mikroorganismen und die Zeitpunkte hoher mikrobiologischer Belastungen im Quellwasser bekannt sein. Ausgehend von dieser Kenntnis kann ein Wasserentnahmemanagement für Karstquellen aufgebaut werden.

Um Transportprozesse von Mikroorganismen in Karstsystemen besser zu verstehen, wurden in der Lützelquelle in der Nordwestschweiz während 11 Wochen mehrmals täglich Proben entnommen und auf *E. coli*, Enterokokken, *C. perfringens* und aerobe mesophile Keime untersucht. Zudem wurden Tracerversuche mit Partikeln (Bakteriophagen H4/4, H40/1 und Mikrosphären) und Uranin durchgeführt und die Schüttung und der Niederschlag während der ganzen Experimentierphase kontinuierlich gemessen. Die erhobenen Daten wurden in drei Ansätzen ausgewertet: 1) optischer Vergleich der Durchgangskurven (BTC) der Mikroorganismen, der Trübung und der Quellschüttung, 2) Berechnung von Transportparametern aus den BTC der Mikroorganismen und deren Korrelation mit der Quellschüttung und dem Niederschlag und 3) Simulation des Wasserflusses und Stofftransportes mit einem Boxmodell. Die Resultate zeigen, dass hohe Konzentrationen an Indikatorkeimen und Pathogenen in der Lützelquelle ungefähr 35 bis 116 Stunden nach Beginn eines Niederschlagsereignisses auftreten. Aufgrund der hydraulischen Eigenschaften des Karstaquifers reagiert die Schüttung stets vor den mikrobiologischen Veränderungen und der Trübung. Der Anstieg der Trübung erfolgt teilweise gleichzeitig oder später als der Anstieg der Mikroorganismen. Die Form der BTC deutet darauf hin, dass lediglich eine Eingabestelle im Einzugsgebiet zu den gemessenen Verunreinigungen beiträgt, was mit den Tracerversuchen bestätigt werden konnte. Der Partikeltransport von dieser Eingabestelle in die 1250 m entfernte Lützelquelle kann mit einem 1-D Advektions-Dispersions-Modell beschrieben werden. Die Indikatorkeime zeigen keine signifikanten Unterschiede im Transportverhalten. Die Fliessgeschwindigkeiten, v , und die Dispersion, D_L , weisen jedoch eine grosse Varianz in Abhängigkeit der Teil-Niederschlagsereignisse auf, die nur teilweise über Veränderungen der Schüttung oder des Niederschlages erklärt werden können. Die ermittelte Dispersivität, α , zeigt ebenfalls eine Bandbreite auf, diese liegt aber im Bereich von anderen Karstsystemen.

Simulationen mit einem Boxmodell bestätigten den Partikeltransport in einem einzigen Röhrensystem. In den Boden infiltrierendes Regenwasser verursacht eine mechanische, chemische oder biologische Desorption und initiiert so den Partikeltransport. Innerhalb des Karstsystems findet kaum noch eine Adsorption und/oder Desorption statt. Weiter wurde festgestellt, dass Partikel von Feinporen ausgeschlossen sind und deshalb schneller als gelöste Stoffe transportiert werden. Die Simulationen zeigen auch langsame, intermediäre und schnelle Fliesssysteme, die verschiedenen geologischen Formationen zugeordnet werden können. Das intermediäre Fliesssystem besteht aus einem Überlauf, einer hydraulischen Verbindung von oberflächennahen Strukturen, direkt zur Quelle die wesentlich zum Spitzenabfluss beiträgt. Der Partikeltransport hingegen findet nur im Hauptfliesssystem statt.

Die durchgeführten Experimente und Modellsimulationen erlauben die Charakterisierung des Karstgrundwasserleiters und die Voraussage hoher mikrobiologischer Belastungen der Lützelquelle. Es ist somit möglich, ein Wasserentnahmemanagement zu etablieren, welches wesentlich zur Sicherung der Trinkwasserproduktion beiträgt.

Abstract

Karst terrains cover about 25% of the earth's surface and karst aquifers are estimated to provide about a quarter of the world's population with potable water. Unfortunately, these important groundwater resources are very susceptible to microbial contamination especially after precipitation events due to point recharge, and reduced filtration in conduit systems. During dry weather periods, however, when slow to intermediate flow systems are dominant, only low levels of contamination occur. To minimize risk to public health when using karst waters for drinking water production, the local input distribution and the temporal occurrence of microorganisms at springs should be known. Based on this knowledge a water intake management scheme for karst spring waters can be established.

To gain a better understanding of microorganism transport phenomena in karst systems, indicator microorganisms such as *E. coli*, enterococci, *C. perfringens* and heterotrophic plate count bacteria were analysed several times a day during 11 weeks at Lützel Spring in North-western Switzerland. In addition, artificial particle (bacteriophages H4/4, H40/1 and microspheres) and dye (uranine) tracer tests were performed. Along with the experiments discharge and precipitation were measured continuously. Three different approaches were used to evaluate particle transport processes and to characterize the karst system from the measured data: 1) comparison of microorganism and turbidity breakthrough curves (BTC) and changes in spring discharge after precipitation events, 2) fitting of transport parameters and calculating their possible relationship to discharge and precipitation and 3) simulation of water flow and particle transport using a sequence of box models.

The results clearly show that high concentrations of indicator microorganisms and pathogens occur at Lützel Spring about 35 - 116 hours after the beginning of a precipitation event. The increase in microorganism concentrations is combined with an increase in spring discharge and turbidity. Spring discharge due to hydraulic conditions in the aquifer, always reacts the first on precipitation events, whereas turbidity raises at the same time or after the microorganisms. Furthermore, the shape of the microorganism and turbidity BTC reveal only one input location for fast water flow and contaminant transport in the catchment area of Lützel Spring what was confirmed by the artificial tracer tests performed. Particle transport from that input location to Lützel Spring at a distance of 1250 m can be described by a 1-D advection-dispersion model. The transport parameters derived show equivalent transport behaviour of almost all indicators. However, there is a variance in flow velocity and dispersion from one sub-precipitation event to another which can only partly be explained by relationships with discharge and precipitation. The derived dispersivities as well show a great variance during different hydrologic conditions, most probably because of variations in water content of the unsaturated zone and the interplay of slow, fast and intermediate flow.

Box model simulations confirmed particle transport in a single channel system. Transport is induced by infiltrating precipitation which causes mechanical, chemical or biological desorption in the soil. During transport through the karst channel network only marginal adsorption and/or desorption occurs. A further transport process observed is size exclusion of particles, which results in higher mean transport velocity of particles compared to solutes. Additionally, the model simulations reveal slow, intermediate and fast flow systems that can be attributed to different geologic formations. An important feature in intermediate flow, substantially contributing to peak flow, is the overflow, a hydraulic connection from the soil surface or epikarst zone to the spring. However, particle transport is restricted to fast flow system.

The field experiments and model simulations performed, allow to characterize the karst aquifer studied and to forecast high concentrations of microorganisms in Lützel Spring water. Consequently, a water intake management scheme for Lützel Spring can be established what substantially contributes to save drinking water production.

Dank

Die vorliegende Dissertation ist das Werk meiner Arbeit während den Jahren 1999 bis 2004 an der Universität Basel, Abteilung für Praktische und Umweltgeologie und dem Kantonalen Laboratorium Basel-Landschaft. Zum Gelingen der Arbeit haben viele Personen beigetragen, von denen ich einigen ausdrücklich danken möchte.

Mein herzlicher Dank gilt meinem Supervisor Prof. Peter Huggenberger, Kantonsgeologe und Leiter der Abteilung für Praktische und Umweltgeologie, der mich von Anfang an im Bestreben eine Dissertation zu machen unterstützt hat, stets bereit war Hilfe zu Leisten, Anregungen und Impulse zu geben, der mir aber auch Freiheiten gab, meinen eigenen Ideen zu entwickeln.

Prof. Peter Reichert, Leiter der Gruppe SIAM (Systemanalyse, Integrated Assessment und Modellierung) an der EAWAG möchte ich ganz besonders danken für seine tatkräftige fachliche Unterstützung bei der Datenauswertung und der Modellierung und die Übernahme des Korreferates. Durch seine konstruktive Kritik hat er wesentlich zum Gelingen meiner Arbeit beigetragen. Bestens Danken möchte auch Dr. Karim Abbaspour aus der SIAM Gruppe, der bei den ersten Gehversuchen beim Modellieren geholfen hat und den Mitarbeitern der Gruppe SIAM, die mich während meinen täglichen Arbeitsbesuchen stets willkommen aufgenommen haben.

Im Rahmen meiner Dissertation sind auch zwei Diplomarbeiten entstanden. Mein besonderer Dank gilt Birgit Pohl von der Universität Freiburg im Breisgau für die Bilanzierung des Wasserflusses, und die Mithilfe bei der Durchführung von Färbversuchen und Giovanna Raso vom Schweizerischen Tropeninstitut für ihre umfangreiche Arbeit bei der Analyse der unzähligen Mikroorganismenproben mit der sie wesentlich zur Datengrundlage beigetragen hat. An dieser Stelle möchte ich auch Prof. Marcel Tanner, Leiter des Schweizerischen Tropeninstitutes danken für sein Interesse an meiner Arbeit und die Übernahme des Korreferates.

Bei der Durchführung der Tracerversuche durfte ich auf die Unterstützung zählen von Toni Dervej, von Naturaqua Hydro-Trace, der sich mit grossem Interesse und konstruktiven Ratschlägen an der Durchführung der Versuche beteiligt hat, von Dr. Pierre Rossi, Laboratoire de Microbiologie, Universität Neuenburg, der die Phagen bereitgestellt und die Analysen durchgeführt hat und von Dr. Stephan Niehren, der mir die Tricks und Tücken seines online Partikelzählgerätes verständlich machte – allen mein herzliches Dankeschön.

Dr. Markus Dürrenberger vom Microscopy Center, Pharmazentrum der Universität Basel möchte ich für seine Hilfe und Unterstützung bei der Etablierung der Methodik bei der Analytik der Mikrosphären, sowie die Möglichkeit die Analysen in seinem Labor durchzuführen, bestens danken. Vielen Dank auch an Dr. Roland Vogt und Herr Müller vom Geographischen Institut für die Unterstützung bei den Meteorologischen Messungen und die Bereitstellung der Einrichtung für die Schüttungsmessung, Walimir Stohler für die Zubereitung der Chemikalien zur Nitratmessung, Prof. Imre Müller von der Universität Neuenburg für die VLF Messungen, Prof. Piotr Maloszewski vom GSF Forschungszentrums für Umwelt und Gesundheit GmbH für die Hilfe bei der Interpretation der gemessenen Durchgangskurven und Dr. Ray Flynn vom Centre Hydrogéologie der Universität Neuenburg für die englisch Korrekturen der Manuskripte.

Die Gemeinde Röschenz, hat mir in verdankenswerter Weise das Vertrauen entgegenbracht damit ich die Partikelfärbversuche durchführen und die für die online Messung benötigten Geräte in den Gebäuden der Wasserversorgung installieren konnte. Mein besonderer Dank gilt Sepp Karrer dem mittlerweile zurückgetretenen Brunnenmeister, der immer ein offenes Ohr für meine Anliegen hatte und mir die Arbeit im Feld dadurch erheblich erleichterte.

Dr. Daniel Hartmann und Dr. Benjamin Meylan vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Erich Eglin vom Amt für Umweltschutz und Energie danke ich für ihr Interesse und die finanzielle Unterstützung bei der Durchführung der Experimente.

Mein grosser Dank gilt Dr. Walter Stutz, ehemaliger Kantonschemiker des Kantonalen Laboratoriums BL, für seine Offenheit, sein Vertrauen und seine Unterstützung die er mir entgegenbrachte, in meinem Bestreben eine Dissertation am Kantonalen Laboratorium zu verfassen. Hans Walker vom Kantonalen Laboratorium möchte ich ganz besonders danken für sein Interesse an meiner Arbeit die Mithilfe bei Färbversuchen und die hervorragende Arbeitsatmosphäre in unserem Team, das auch hektische Zeiten gut überstanden hat.

Meinen Kollegen von der Angewandten Geologie Dr. Christian Regli, Ralph Kirchhofer, Ina Spotke, Dr. Eric Zechner, Daniel Gechter, Christoph Butscher, Jannis Epting, Lorenz Guldenfels, Dr. Cinzia Miracapillo, Monika Schweizer und Antoinette Lüdin möchte ich ganz herzlich danken für ihre fachliche Unterstützung und die interessanten, abwechslungsreichen und gemütlichen Stunden, die ich mit ihnen verbringen konnte.

Mein herzlichster Dank gilt meiner Frau Jutta für ihr grosses Verständnis, das sie mir während den unzähligen Stunden meiner Arbeit entgegenbrachte. Durch ihr Interesse an meiner Arbeit, ihre Aufmunterung bei „Durchhängern“ und ihre tatkräftige Unterstützung bei der Durchführung der Versuche und der sprachlichen Korrektur der Manuskripte hat sie ganz wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Adrian Auckenthaler

Basel, September 2004

Einleitung

Trinkwasser ist ein Naturprodukt und stammt von Grundwasser aus Porengrundwasserleitern, Karstgrundwasserleitern, Oberflächengewässern oder aus Uferfiltrat. In all diesen Wässern kommen natürlicherweise Mikroorganismen vor. Kritisch wird es, wenn pathogene Keime ins Trinkwasser gelangen oder wenn sie in grosser Anzahl im Rohwasser (Wasser vor der Aufbereitung zu Trinkwasser) auftreten. Insbesondere Karstquellen können starke mikrobiologische Belastungen zeigen (Drew, 1996; Montandon et al., 1995; Herlicska et al., 1994; Zupan, 1992), da der Transport der Mikroorganismen in diesen Systemen von Hochwässern und Regenereignissen beeinflusst wird. Im Bereich der Grundwassernutzung stellen die Karstquellen gegenwärtig denn auch eines der Hauptprobleme der Wasserversorgungen dar (Boller, 1998). Von wissenschaftlicher Seite können keine einfachen Lösungen angeboten werden, da einerseits die Prozesse und Mechanismen des Schadstoff- und Partikeltransportes in Karstaquiferen noch nicht hinreichend verstanden werden (White, 2002) und andererseits die lokalen Gegebenheiten aufgrund der Heterogenität der Aquifere das Transportverhalten stark beeinflussen. Die bestehenden Theorien zum Partikeltransport wurden fast ausschliesslich in porösen Medien, vorwiegend mit Laborexperimenten, entwickelt. In Karstaquiferen wurden zwar Partikeltracerversuche durchgeführt, dies jedoch meist für eine hydrogeologische Beschreibung der Aquifere und weniger für die Beschreibung des Partikeltransportes selbst.

Gefährdung durch Mikroorganismen

Die routinemässigen Trinkwasseruntersuchungen gemäss schweizerischer Lebensmittelgesetzgebung erfassen die als Indikatorkeime für mikrobiologische Verunreinigungen benutzten aeroben mesophilen Keime, *E. coli* sowie Enterokokken. Pathogene Mikroorganismen werden nur in seltenen Fällen, meist zu Studienzwecken oder bei Verunreinigungen, untersucht. Es hat sich gezeigt, dass bei einer erhöhten Anzahl an Indikatorkeimen im Rohwasser pathogene Mikroorganismen gehäuft auftreten (Auckenthaler et al., 2002). Im aufbereiteten Trinkwasser ist die Korrelation zwischen einer erhöhten Anzahl an Indikatorkeimen und pathogenen Mikroorganismen jedoch nicht immer gegeben (Snowdown and Cliver, 1989; Regli, 1994). Die Trinkwasseraufbereitung bewirkt, dass die untersuchten Indikatorkeime, allen voran *E. coli*, aufgrund ihrer physiologischen Eigenschaften bereits bei geringen Konzentrationen von Desinfektionsmitteln inaktiviert werden, während pathogene Mikroorganismen, die umweltresistente Dauerformen bilden können, überleben. Das Trinkwasser kann deshalb frei von Fäkalbakterien sein und trotzdem pathogene Mikroorganismen enthalten. Eine solche Konstellation lag beim bisher grössten bekannten Ausbruch einer Cryptosporidienepidemie in

Milwaukee USA 1994 mit 400'000 Erkrankten vor (MacKenzie et al., 1994; Karansis und Seitz, 1996).

In der schweizerischen Lebensmittelgesetzgebung sind neben den Empfehlungen zu den zu untersuchenden Parametern auch Hinweise zur Probenahmehäufigkeit enthalten. Die Probenahmehäufigkeit richtet sich dabei nach der Gefährdung der Wasserfassung und der Anzahl versorgter Personen in einer Wasserversorgung. Bei Verteilnetzen, die weniger als 5000 EinwohnerInnen mit unaufbereitetem Trinkwasser versorgen, werden Kontrollen nach der Schneeschmelze sowie im Herbst, vorzugsweise während und nach starken Niederschlägen, empfohlen (SVGW, 1997). Wird das Wasser aufbereitet, werden nicht zwingend häufigere Kontrollen gefordert, der Aufbereitungsprozess muss jedoch im Rahmen der Qualitätssicherung und Selbstkontrolle entsprechend beherrscht und überwacht werden. Die Qualitätssicherung soll die einwandfreie Qualität des Trinkwassers garantieren.

Im Kanton Basel-Landschaft mit seinen vielen kleinen Wasserversorgungen, die deutlich weniger als 5000 KonsumentInnen bedienen, werden pro Jahr zwischen 2 und 4 Routinekontrollen durchgeführt. Bei diesen Routinekontrollen wurden in den Jahren 2000 bis 2002 im Netzwasser von rund 20 bis 25% der öffentlichen Wasserversorgungen fäkale Verunreinigungen festgestellt (Abb. 1.1) (Auckenthaler, 2003). Im Kanton Bern wurden im Jahr 2002 in 8,5% der öffentlichen Wasserversorgungen *E. coli* nachgewiesen. In den übrigen Versorgungen wie z.B. Genossenschaften, Käsereien oder Restaurants lag die Quote bei 15 bis 20% (KLBE, 2002). Obwohl in vielen Wasserversorgungen immer wieder *E. coli* festgestellt werden können, ist kaum etwas über Erkrankungen der KonsumentInnen bekannt. Es ist jedoch anzunehmen, dass einige der rund 96'000 Einwohner des Kantons Basel-Landschaft, die im Jahr 2002 mit fäkal verunreinigtem Trinkwasser in Berührung kamen, erkrankt sind. Hinweise darauf geben Rohwasseruntersuchungen von Quellen in der Schweiz, bei welchen Cryptosporidien und Viren gefunden wurden (Svoboda et al., 1999; Metzler et al., 1996). Köster, (2002) schätzt, dass die Dunkelziffer der wasserbedingten Erkrankungen durch pathogene Mikroorganismen in der Schweiz beachtlich ist.

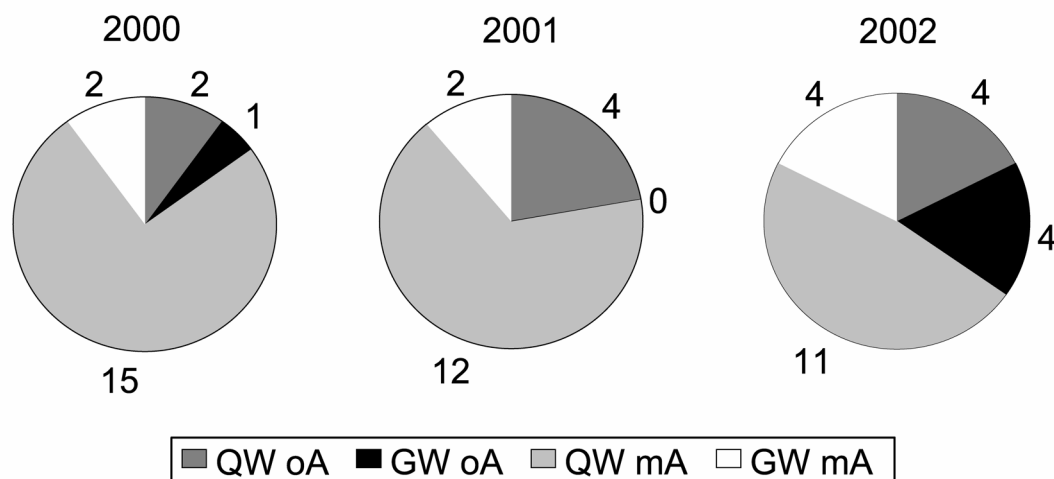


Abb. 1.1: Anzahl positiver *E. coli* Befunde in verschiedenen Wasserversorgungen im Kanton Basel-Landschaft in den Jahren 2000 bis 2002 (ohne Mehrfachnennungen). QW oA: Quellwassernutzung ohne Aufbereitung; GW oA: (Lockergesteins-)Grundwassernutzung ohne Aufbereitung; QW mA: Quellwassernutzung mit Aufbereitung; GW mA: (Lockergesteins-)Grundwassernutzung mit Aufbereitung.

Auffallend an der Situation im Kanton Basel-Landschaft ist (Abb. 1.1), dass vor allem Wasserversorgungen betroffen sind, die Karstquellwasser nutzen und dieses mit einer einstufigen Aufbereitung behandeln. Bei den eingesetzten Aufbereitungsverfahren handelt es sich hauptsächlich um UV- und Chlordesinfektion. Bei all den festgestellten Verunreinigungen ist zu berücksichtigen, dass erstens *E. coli* bei einer Desinfektion des Wassers sehr rasch abstirbt (Hoff, 1987) und zweitens die Probenahmen nicht auf Regen- oder Hochwasserereignisse ausgerichtet werden. Wasserversorgungen, die unaufbereitetes Quellwasser nutzen, scheinen von fäkalen Verunreinigungen weniger betroffen zu sein als Wasserversorgungen, die das Quellwasser aufbereiten. Allerdings entspringen diese wenigen Quellen deren Wasser nicht aufbereitet werden muss in geologisch weniger vulnerablen Gebieten. Zu beachten ist auch, dass im Kanton Basel-Landschaft mittlerweile praktisch alles Quellwasser aufbereitet wird.

Eigenschaften Karstaquifere - Schutzzonenauscheidung

In der Schweiz stammt rund 15% des Trinkwassers aus Karstaquiferen (Doerfliger 1996) welche oft die einzige ökonomisch nutzbare Trinkwasserressource darstellen. Eine besondere Eigenschaft dieser Aquifere ist ihre grosse Vulnerabilität für Verunreinigungen. Durch ihre geologische Entstehungsgeschichte weisen Karstaquifere eine komplexe Struktur auf, die bewirkt, dass verschiedene Transportprozesse gleichzeitig parallel oder interagierend auftreten können. So findet die Infiltration zum Beispiel sowohl diffus über das gesamte Einzugsgebiet des Aquifers als auch punktuell über Dolinen und Schlucklöcher statt. Das Hauptfliesssystem innerhalb des Aquifers wird gebildet durch Poren der Gesteinsmatrix und Spalten, Risse und Karströhren die durch Lösungsprozesse oder tektonische Vorgänge entstanden sind. Letztere wirken als schnelle Fliesswege. Verunreinigungen können zusammen mit dem Niederschlags- und Schmelzwasser über die punktuelle Infiltration direkt in die schnellen Fliesswege gelangen, wo sie mit Geschwindigkeiten von mehr als 75 m/h in die Quellen transportiert werden (Rossi et al., 1998). In Trockenperioden hingegen werden die Quellen von Wasser aus der kompakten Gesteinsmatrix mit wesentlich langsameren Fliessgeschwindigkeiten gespeist. Aus der Heterogenität der Infiltration, verursacht durch unterschiedliche Bodenmächtigkeiten und Abstände zur wassergesättigten Zone sowie des Fliesssystems, mit schnellen und langsamen Wasserwegen, resultiert die typische Dualität im Abflussverhalten von Quellen (Király, 1998).

Neben diesen sehr unterschiedlichen Fliesswegen bildet der Epikarst eine weitere wichtige Struktur im Wasserfluss im Karst (Mangin, 1975). Der Epikarst bezeichnet eine stark verkarstete Struktur an der Oberfläche, die das infiltrierende Regenwasser aufnimmt und es einerseits rasch in das Karströhrensystem ableitet oder es andererseits speichert, um es langsam in das Matrixsystem abzugeben. Der Epikarst hat damit eine Wirkung sowohl auf den Spitzen- als auch auf den Basisabfluss (Jeannin and Grasso, 1995). Die lithologischen Eigenschaften der verschiedenen Formationen beeinflussen den Verkarstungsgrad. Entsprechend können in einem Einzugsgebiet einer Quelle verschiedene Ausprägungen des Epikarstes und des Karstes vorhanden sein.

Diese speziellen Eigenschaften der Karstaquifere machen die Ausscheidung von Schutzzonen schwierig. Das Konzept der Grundwasserfliesszeit (10-tages Linie), wie es bei Porengrundwasserleitern angewandt wird, ist in Karstaquiferen aufgrund der hohen Fliessgeschwindigkeiten nicht praktikabel (Doerfliger und Zwahlen, 1998). Deshalb wurde in der Schweiz eine Multikriterienmethode entwickelt, die auf der Beurteilung unterschiedlicher hydrologischer Gegebenheiten im Einzugsgebiet der Trinkwasserfassung beruht. Die mit Hilfe dieser

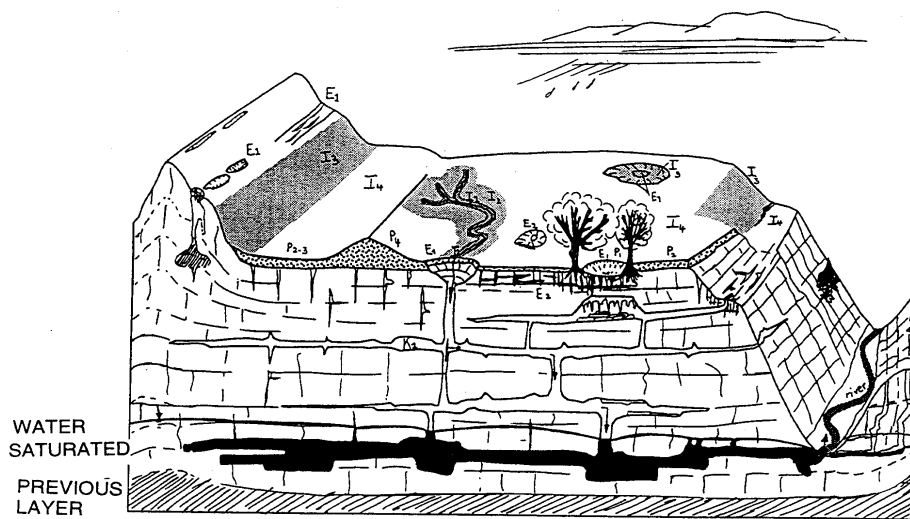


Abb. 1.2: Aufbau eines Karstgrundwasserleiters nach Doerfliger, (1996). Die Buchstaben entsprechen den vier Kriterien von EPIK: Epikarst, Protection (Schutz), Infiltration und Karst. (Mit freundlicher Genehmigung, Doerfliger, N., (1996). Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping (EPIK method). Diss. Universität Neuenburg, pp. 308.)

Methode gebildeten Schutzzonen berücksichtigen die Vulnerabilität der Karstaquifere (Doerfliger, 1996; Doerfliger und Zwahlen, 1998). Beurteilt werden vier Kriterien: Ausbildung des Epikarstes („E“; oberflächennaher, stark verkarsteter Bereich des Kalkuntergrundes, der eine stark erhöhte Wasserdurchlässigkeit aufweist), Schutz durch die Deckschicht („P“, Protection), Infiltrationsverhältnisse („I“ diffuse resp. konzentrierte Infiltration) und Entwicklung des Karstnetzes („K“ Karst). Abbild 1.2 gibt einen schematischen Überblick über die Vergabe der einzelnen Kriterien. Aufgrund der Tatsache, dass die Ausscheidung der Schutzzonen gemäss EPIK in der Praxis hauptsächlich über bestehende Kartengrundlagen, Hydrogramme und allenfalls bestehende Tracerversuche ermittelt wird, besteht die Gefahr, dass wichtige Infiltrationsstellen für Mikroorganismen unbekannt bleiben. Die Zusammenhänge wie Input von Mikroorganismen und deren Auftreten in der Quelle, sowie bevorzugte Fliesswege und Aufenthaltszeiten des Wassers, können mit dieser Methode allein nicht ermittelt werden. Der Grundwasserschutz allein ist deshalb für eine mikrobiologisch gesetzeskonforme Trinkwasserqualität nicht ausreichend.

Grenzen der Trinkwasseraufbereitung

Aufgrund der Schwierigkeiten der Schutzzonenausscheidung in Karstgebieten müssen in den Wasserversorgungen Aufbereitungsanlagen eingebaut werden, um die gesetzlichen Anforderungen an die Trinkwasserqualität zu erfüllen. In vielen Fällen handelt es sich dabei um einstufige Verfahren, wie die UV-Bestrahlung oder die Chlorung des Wassers, die die untersuchten Indikatorkeime in den meisten Fällen genügend zu eliminieren vermögen. Für eine 90%ige Abtötung von Protozoen jedoch, sind sowohl die in der Praxis üblichen Desinfektionsmittelkonzentrationen viel zu gering, als auch die Kontaktzeiten viel zu kurz. Ebenso zeigen die Leistung der eingebauten UV-Anlagen nur eine ungenügende Wirkung für Protozoen (Tab. 1.1) (Slade, 1985, Korich et al., 1990, Schleupen, 1996).

Tab. 1.1: C x t –Werte (Desinfektionsmittelkonzentration, C in mg/L multipliziert mit der Einwirkungszeit, t, in min) für 99% Inaktivierung von Mikroorganismen für verschiedene Desinfektionsmittel bei 5°C. § für 90% Inaktivierung in vivo, # für 99,9% Inaktivierung, ‡ für 99,99% Inaktivierung, ∇ bei 30°C, Trübung mit 1-5 mg/L Kaolin, * für 70% Inaktivierung

Mikroorganismus	Chlor [min x mg/L]	Chlordioxid [min x mg/L]	Ozon [min x mg/L]	UV Dosis [J/m ²]	Quelle
Giardia lamblia	47-150 104-122 [#]	23 [#]	0,5-0,6 0,53 1,4 [#]	630 [*]	Hoff, 1987 Wickramanayake, et al., 1984 Botzenhardt, 1994 Sobsey, 1989
Cryptosporidium sp.	7200 1440	78 [§] >120	5-10 >5	190-250	Korich et al., 1990 Botzenhardt, K., 1994 Bukhari, et al., 1999
E. coli	0,034-0,05 3-4 [‡] 0,032-0,05 [∇]	0,4-0,75 1,2 [‡]	0,02 0,012-0,04 [‡] 0,009 [‡]	100 [#]	Hoff, 1987 Botzenhardt, 1994 Wuhrmann und Meyrath, 1955 Kaneko, 1998 Sommer et al., 1998
Rotavirus	0,01-0,05	0,2-2,1	0,006-0,06 0,006-0,06		Vaughn et al., 1987 Hoff, 1987

Rohwasser ist aufgrund seiner Trübung und der dadurch erforderlichen hohen Zugabe nicht für die Anwendung von Desinfektionsmitteln geeignet (Pressdee et al., 1995), was insbesondere für Karstquellen gilt. Gerade bei Trübungen des Quellwassers sind deshalb mehrstufige Aufbereitungsverfahren unabdingbar. Eine Vielzahl der kleinen, dezentral organisierten Wasserversorgungen kann sich aber keine aufwändigen und teuren Aufbereitungsverfahren leisten. Zudem fehlt das Personal, um die technischen Anlagen professionell betreiben zu können. Entsprechend spielt bei der Wahl der Aufbereitungsanlage und der Optimierung des Betriebes die Kenntnis über das zeitliche Auftreten und das voraussichtliche Ausmass der mikrobiologischen Verunreinigungen eine entscheidende Rolle. Eine Zusammenfassende Darstellung von Aufbereitungsprozessen und deren Wirkung auf die Elimination von Mikroorganismen ist in Auckenthaler und Huggenberger, (2003) gegeben.

Transport von Mikroorganismen

Die bestehenden Massnahmen zum Schutz der Karstaquifere und zur Trinkwasseraufbereitung können wie oben gezeigt keine kontinuierliche hohe Trinkwasserqualität garantieren. Einerseits werden mikrobielle Verunreinigungen aufgrund der schlechten Filterwirkung nicht gänzlich eliminiert und andererseits ist es in der Praxis unrealistisch in der Trinkwasseraufbereitung Reduktionsraten von Mikroorganismen von mehr als 3-5 log-Einheiten zu fordern (Auckenthaler und Huggenberger, 2003). In die Konzepte für eine sichere Trinkwassernutzung in Karstgebieten sollte deshalb die zeitlich stark schwankende mikrobiologische Wasserqualität der Quellen einbezogen werden. In einem ersten Schritt müssen deshalb Karstquellen gezielt auf diese Veränderungen untersucht werden. Ein Beitrag in diese Richtung liefern Ryan und Meiman, (1996) mit chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Analysen in der „Big Spring“ im südlichen Zentral-Kentucky während eines Regenereignisses. Aus der Analyse dieser Datenreihen können detaillierte Rückschlüsse auf

das Einzugsgebiet und den Karstaquifer gezogen werden (White, 2002). Die Daten liefern auch die Grundlagen zum Studium des Partikeltransportes, zur Modellierung des Wasserflusses und des Stofftransportes und zur Anpassung der Rohwasserentnahmen aus Karstquellen in den Wasserversorgungen.

Theorie des Partikeltransportes

Um Aussagen über das zeitliche Auftreten hoher Konzentrationen von Mikroorganismen im Quellwasser machen zu können, muss das Transportverhalten der Mikroorganismen im lokalen System bekannt sein. Der Transport von Mikroorganismen im Boden und im geologischen Untergrund beinhaltet eine Reihe von komplexen und interagierenden Prozessen auf verschiedenen Skalenbereichen. Es ist deshalb nicht erstaunlich, dass es bis heute nicht möglich ist, eindeutige Beziehungen zwischen den Eigenschaften von Bakterien und deren Transportverhalten anzugeben. Einen Überblick über die mannigfaltigen Faktoren und Prozesse geben die zusammenfassenden Darstellungen von Lawrence und Henry, (1996), Harvey und Harms, (2001), Schijven und Hassanizadeh, (2000) und Ginn et al., (2002). Nachfolgend wird kurz auf die wichtigsten Prozesse des Transportes eingegangen.

Physikalische Prozesse

Die meisten Modelle für reaktiven Transport von Partikeln beinhalten die physikalischen Prozesse der Advektion, Dispersion, Analgerung (straining) und physikalische Filtration. Mikroorganismen werden konvektiv mit dem Porenwasser transportiert, dessen Fließgeschwindigkeit vom hydraulischen Druckgradienten, der Porosität und der Permeabilitätsverteilung des Transportmediums abhängt. Der konvektive Transport ist zudem beeinflusst von der hydrodynamischen Dispersion, ein Mischungsprozess aufgrund der Tortuosität des Fließweges, der verstärkt wird durch Mischungsprozesse auf molekularer (Diffusion) und partikulärer Ebene (Brownsche Bewegung).

Das Straining und die physikalische Filtration repräsentieren die Entfernung von Mikroorganismen aus dem Wasser aufgrund physikalischer Kräfte. Beim Straining werden Mikroorganismen aufgrund ihrer Grösse im Filter zurückgehalten, indem sie Poren verstopfen. Aufgrund der geringen Grösse vieler Mikroorganismen ist dieser Prozess aber eher unbedeutend. Der entscheidende Prozess bei der Entfernung von Partikeln aus dem Wasser und deren Anlagerung an Oberflächen ist die physikalische Filtration. Der Anlagerungsprozess wird meist mit der Kolloidfiltrationstheorie beschrieben, die die kinetische Anlagerungsrate, k_a , folgendermassen definiert:

$$k_a = \left[\frac{3}{2} \frac{1-\varepsilon}{d} \alpha \eta \|V\| C_{mm} \right] \quad (1)$$

wobei C_{mm} die mobile Konzentration der Mikroorganismen im Wasser, V die Fließgeschwindigkeit der Mikroorganismen, ε die Porosität, d der mittlere Korngrössendurchmesser, η die Kollektoreffizienz (single collector efficiency, definiert als der Anteil der Mikroorganismen, die tatsächlich mit einem Filterkorn kollidieren) und α die Kollisions-effizienz (collision efficiency, definiert als der Anteil der Mikroorganismen, die nach der Kollision mit dem Filterkorn tatsächlich auf dem Korn haften bleiben) ist.

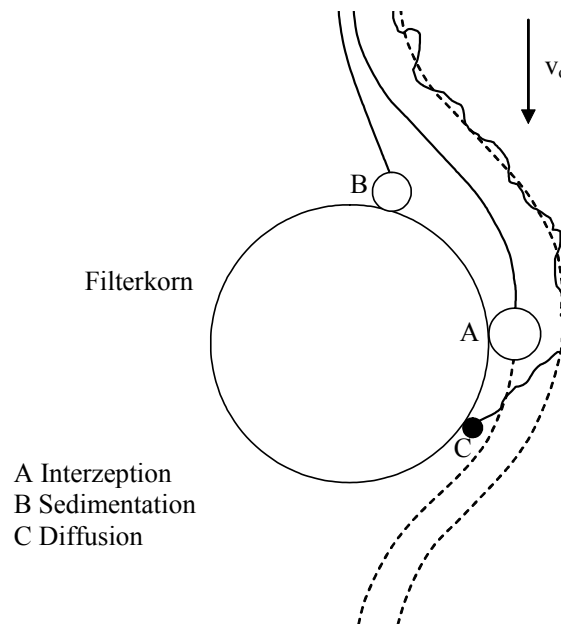


Abb. 1.3: Filtrationsmechanismen von Partikeln an Filterkörnern (verändert nach Yao et al., 1971, Environ. Sci. & Technol., 5, 11, 1105-1112)

Bei der Berechnung der Kollektoreffizienz, η , spielen die folgenden vier Mechanismen eine Rolle: die Brown'sche Bewegung für Partikel die kleiner als $1\ \mu\text{m}$ sind; die Interzeption, für Partikel die sich auf der Stromlinie (in einer laminar durchströmten Filterschicht) bewegen; die Sedimentation, für Partikel mit einer grösseren Dichte als die transportierende Flüssigkeit sowie Näherungseffekte (close-approach effects) (Abb. 1.3) (Yao et al., 1971; Rajagopalan and Tien, 1976). Aufgrund der Interaktion dieser Prozesse ergibt sich für Partikelgrößen um $1\ \mu\text{m}$ ein Minimum in der Kollektoreffizienz eines Filters. Das Minimum kann allerdings durch die Filtergeschwindigkeit, die Temperatur und die Dichte der Partikel leicht verschoben werden (Yao et al., 1971).

Eine weitere Art eines physikalischen Effektes, der den Transport von Partikeln beeinflusst, ist der Ausschluss von Partikeln aufgrund ihrer Größe oder Ladung von gewissen Bereichen des Aquifers. Die heterogene Verteilung der Porengröße, hauptsächlich in geklüfteten Materialien bewirkt, dass Mikroorganismen, da sie von einem Teil des Porenvolumens ausgeschlossen sind, schneller transportiert werden als konservative gelöste Tracer (McKay et al., 2000; Harvey, 1997, Bales et al., 1995). Zur Bestimmung des Effekts des Ausschlusses von Partikeln bei Tracerversuchen wird oft der Zeitpunkt des ersten Auftretens des Tracers oder der Massenschwerpunkt der Durchgangskurve verwendet. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die Durchgangskurve im Fall von kinetischer Adsorption (attachment) bei gleichzeitig minimaler Desorption (detachment) in Richtung eines früheren Zeitpunktes verschoben werden kann, unabhängig von einer effektiv grösseren Fließgeschwindigkeit der Mikroorganismen. Um Transportunterschiede von Partikeln und Molekülen richtig interpretieren zu können, müssen die Transportgeschwindigkeiten deshalb mit einem geeigneten Modell gefittet und die Standardfehler bestimmt werden oder die normalisierte Konzentration (C/C_0) der Durchgangskurve der Mikroorganismen muss im aufsteigenden Ast signifikant höher sein als diejenige der gelösten Tracer (Zhang et al., 2001).

Weitere Effekte, die zu einer erhöhten Transportgeschwindigkeit von Partikeln gegenüber gelösten Tracern führen können, sind der Anionen-Ausschluss (Anion-exclusion) und der präferenzielle Transport in der Mitte von Feinporen. Die negative Ladung der meisten Mikroorganismen und die ebenfalls negative Ladung vieler Mineralien bewirkt, dass die

Partikel aufgrund der elektrostatisch abstossenden Kräfte weg von der Matrix in den Porenraum gestossen werden. Des weiteren werden die Partikel aufgrund ihrer Grösse in Feinporen präferenziell in der Mitte, wo die Stromlinien die höchste Fliessgeschwindigkeit aufweisen, transportiert; Zwei Effekte, die den Transport von Partikeln beschleunigen können (Ginn et al., 2002).

Elektrostatische und chemische Prozesse

Die hier beschriebenen Prozesse wirken nur über sehr kurze Distanzen von einigen Nanometern bis zu Mikrometern, sie bestimmen aber die Art und Weise der Adsorption und Desorption von Partikeln an Oberflächen und haben somit einen starken Einfluss auf das Transportverhalten in grösseren Skalenbereichen.

Die Adsorption von Mikroorganismen an einen Feststoff ist ein physikalisch-chemischer Prozess und kann durch die erweiterte DLVO Theorie (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) der Kolloidstabilität erklärt werden (van Oss et al., 1986; Grasso et al., 1996). Diese Theorie, bei welcher schlussendlich die Kollisionseffizienz, α , bestimmt wird (Gl. 1), beschreibt die Interaktionsenergie zwischen zwei Oberflächen als die Summe von drei abstandsabhängigen Kräften: den auf grössere Distanzen wirkenden Lifshitz-van der Waals Kräften, den elektrostatischen Interaktionen und den auf kürzere Distanzen wirkenden Lewis Säure-Base Interaktionen, auch hydrophobe/-phile Kräfte genannt. Van der Waals Kräfte sind meistens anziehend, während elektrostatische Interaktionskräfte wegen der negativen Ladung der meisten Bakterienoberflächen und natürlichen Oberflächen in der Regel abstossend sind. Dagegen können Lewis Säure-Base Interaktionen sowohl abstossend als auch anziehend sein. Einzig die elektrostatische Interaktion kann durch die Änderung der Ionenstärke und des pH-Wertes der Lösung beeinflusst werden. Bei hohen Ionenstärken ist die diffuse Ionenschicht um das Bakterium und die Matrix komprimiert, was zu verminderter Abstossung und damit zu erhöhter Adsorption führt (Gerba, 1984). Die Verringerung der Ionenstärke der Lösung kann zu Desorption führen und den Partikeltransport erleichtern (Fontes et al., 1991; Martin, 1992). Der pH-Wert verändert die Oberflächenladung von Mikroorganismen und der Bodenmatrix und hat damit einen Einfluss auf das Adsorptionsverhalten. Bei tiefem pH-Wert ist die Adsorption wegen der reduzierten Oberflächenladungen stärker als bei hohem pH-Wert (Bales et al., 1995; Scholl und Harvey, 1992; Goyal und Gerba, 1979). Des Weiteren kann ein hoher Anteil an organischem Material die Adsorption wesentlich beeinflussen und die elektrostatischen Kräfte um Grössenordnungen übertreffen (Bales et al., 1993).

Obschon die DLVO Theorie sehr hilfreich ist in der Beschreibung von Adsorptionsprozessen, weist sie doch gewisse Lücken auf. Die Theorie beschreibt die Adsorption von und an glatten Oberflächen, viele Mikroorganismen hingegen besitzen Polymere, andere Makromoleküle sowie Pili und Flagellen auf ihrer Oberfläche (Ginn et al., 2000). Die Polymerschichten der Bakterien können entweder sterische Abstossungskräfte (Simoni et al., 1998) oder anziehende Brückenkräfte (Jucker et al., 1998) bilden. In vielen Fällen ist die Länge der oberflächlichen Makromoleküle, Pili und Flagellen der Bakterien grösser als die charakteristische Distanz der Interaktionskräfte. Dies führt zu einer Dominanz der Makromoleküle im Adsorptionsprozess von Mikroorganismen an Oberflächen; Der Rest der Zelloberfläche spielt beim Zusammenspiel der Interaktionskräfte unter diesen Voraussetzungen dann keine wesentliche Rolle (Ginn et al., 2002).

Makroskopischer Partikeltransport

Für eine exakte Beschreibung des Partikeltransportes wäre es ideal, wenn alle oben beschriebenen Prozesse in einer Gleichung in der Darcy Längenskala berücksichtigt werden könnten. Bei Feldversuchen ist die Messung sämtlicher benötigter Parameter jedoch unmöglich, weshalb die Prozesse der Adsorption und Desorption in je einem Parameter zusammengefasst werden. Die Transportgleichung in der Darcy Längenskala im 1-D-Fall lautet:

$$\frac{\partial C_{mm}}{\partial t} = -v \frac{\partial C_{mm}}{\partial x} + \frac{\partial C_{mm}}{\partial x} D \frac{\partial C_{mm}}{\partial x} - \frac{a}{\varepsilon} (k_f C_{mm} - k_r C_{im}) \quad (2)$$

wobei C_{mm} die Konzentration der Mikroorganismen im Wasser, C_{im} die Konzentration der Mikroorganismen am Feststoff, t die Zeit, v die mittlere Fließgeschwindigkeit des Porenwassers, D die Dispersion, x die Fließdistanz, a der Anteil der Wasser-Feststoff Grenzfläche pro Volumen, ε die Porosität, k_f die kinetische Adsorptionsrate und k_r die kinetische Desorptionsrate ist.

Die Mittelung der Transportparameter v und D oder die Bestimmung von linearen Adsorptions- und Desorptionsraten, k_f und k_r , ist eher in porösen Grundwasserleitern möglich. Im Boden oder in Karstsystemen hingegen, wo sehr heterogene Fließwege vorhanden sind, kann das Tailing von Durchgangskurven sowohl auf die Interaktion verschiedener Fließwege als auch auf Adsorptions-, resp. Desorptionsprozesse zurückzuführen sein.

Der Einfluss des Fließsystems auf den Partikeltransport zeigt sich bereits bei Laborversuchen. So haben Fontes et al., (1991) festgestellt, dass die Verteilung der Korngrößen in Sandsäulen ein dominierenderer Faktor im Transport von Mikroorganismen als deren Partikelgröße und die Ionenstärke der Lösung ist. In gesiebten und wieder gepackten Säulen kann der Transport um Größenordnungen kleiner sein, als in ungestörten, natürlichen Proben (Smith et al., 1985). Selbst in identisch gepackten Säulen können markante Unterschiede im Transport auftreten (Harvey et al., 1993). Feldversuche im Boden zeigen denn auch kein homogenes Fließmuster, sondern präferenzielle Fließwege (Makroporenfluss), entlang derer hohe Fließgeschwindigkeiten auftreten. Daneben gibt es Zonen, die kaum am Transport beteiligt sind (Larsson und Jarvis, 1999; Natsch et al., 1996). Die Heterogenität des Bodenaufbaus führt dazu, dass die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Parameter mit der grössten Variabilität im Boden ist (Jury et al. 1991), was zu den beobachteten Phänomenen führt.

Neben der Struktur, spielt auch der Wassergehalt des Bodens eine wesentliche Rolle im Transport von gelösten Stoffen und Partikeln (Alaoui, 1998). Der Wassergehalt bestimmt sowohl den reinen Transport von Stoffen und Partikeln als auch die Ausprägung der Luft-Wasser Grenzfläche. Die Adsorption von Bakterien an dieser Grenzfläche ist generell sehr bedeutend und nimmt mit steigender Hydrophobizität der Bakterien noch zu (Schäfer, 1997), was eine stärkere Retention von hydrophoben Bakterien in ungesättigtem Boden bewirkt. Weitere Effekte, die die Adsorption und Desorption beeinflussen können, sind die Besetzung von Adsorptionsplätzen für Mikroorganismen (Lindquist et al., 1994), die Abgabe von Tochter-Bakterien ausgehend von einem absorbierten Mutter-Bakterium (Marshall, 1996) und die Bildung von Biofilmen (Ginn et al., 2002).

Beim Transport von Mikroorganismen durch den ungesättigten Boden kann allgemein von einer starken Adsorption innerhalb der ersten paar Zentimeter bis Dezimeter ausgegangen werden. Burkhard, (2003) zum Beispiel beobachtete eine bedeutende mechanische Filtration von Mikrosphären in Feldversuchen in einem schluffigen Boden. Ebenso fand Alaoui, (1998) Wiederfindungsraten von Bakteriophagen im Perkulationswasser bei Säulenversuchen von lediglich 0.002 bis 1.13%. Gelangen die Mikroorganismen jedoch in Grundwasserleiter mit

schnell fließendem Wasser, wie sie in Karstsystemen vorhanden sind, können sie über mehrere Kilometer transportiert werden (Auckenthaler und Huggenberger, 2003).

Tracerversuche im Karst

Bereits gegen Ende des 19. Jahrhunderts wurden Mikroorganismen zur Bestimmung von präferenziellen Fließwegen im Karst- und Kluftgestein eingesetzt (Abba, et al. 1899; Pfuhl, 1897). Karstaquifere sind aufgrund der geringen Selbstreinigungskraft in den Kluft- und Höhlensystemen grundsätzlich zur Erkundung mit Mikroorganismen geeignet, da die Partikel in diesen Systemen über weite Distanzen transportiert werden können. Tracerversuche werden durchgeführt einerseits bei praktischen Anwendungen zur Abgrenzung des hydrogeologischen Einzugsgebietes einer Wasserefassung (mit Bestimmung des Zuströmbereichs und der Schutzzonen) sowie der Simulation von Verunreinigungs Wolken und andererseits aus wissenschaftlichem Interesse zur Beschreibung von Fließprozessen und zum Vergleichen von unterschiedlichen Karstsystemen. Das Hauptinteresse bei der Durchführung von Tracerversuchen richtet sich auf die schnellen Wasserwege, die Beschreibung des gesamten Abflusses gebildet aus Matrix-, Kluft- und Röhrenabfluss erfolgt hingegen meist über Hydrogramme (z.B. Baedke und Krothe, 2001, Estrela and Sahuquillo, 1997).

Die Form der Durchgangskurve, systematisch dargestellt in Abbildung 1.4, ist zu einem grossen Teil abhängig vom Fließsystem, gebildet aus einem oder mehreren Fließwegen (Werner, 1998), Matrixdiffusion, (Maloszewski and Zuber, 1985; Seiler et al., 1989, Bäuml et al., 2001) oder der variierenden Geometrie des Röhrensystems (Hauns, 2002, Jeannin, 1998). Weitere Einflüsse haben die hydrologischen Randbedingungen (Doerfliger, 1996; Rossi et al., 1998), die Art der Tracereingabe (ungesättigte oder gesättigte Zone) (Werner, 1998) und der verwendete Tracer (McKay et al., 2000). Verschiedene Modelle wurden angewendet, um den Tracertransport zu beschreiben, von welchen hier nur einige vorgestellt werden.

Doerfliger, (1996) benutzte Transferfunktionen zur Unterscheidung des Transportverhaltens von Tracern in unterschiedlichen geologischen Strukturen. Die Transferfunktionen waren abhängig vom Eingabepunkt, der geologischen Struktur und dem Verhältnis der ungesättigten und gesättigten Zone. Thrailkill et al., (1991) setzte ein Modell für Oberflächenfluss ein, um den Wasserfluss und Tracertransport in einem flachen, von schnellen Fließwegen dominierten Karbonat Aquifer erfolgreich zu beschreiben. Ein anderer Ansatz zur Beschreibung des Tracer und Partikeltransportes unter besonderer Berücksichtigung des Tailings der Durchgangskurven wurde von Hauns, (2002) angewendet. Die turbulenten Fließprozesse in Höhlenflüssen mit Wechseln von schiessendem und strömendem Wasser konnte mit Hilfe von Navier-Stokes-Gleichungen in einem numerischen Modell simuliert werden. Werner, (1998) untersuchte den Tracertransport in vier verschiedenen Karstsystemen mit einem Advektions-Dispersions-Modell. Um überlagerte Tracerdurchgangskurven oder das Tailing (Abb. 1.4) zu beschreiben, wurde das Modell zu einem Multidispersionsmodell (MDM, nach Maloszewski et al., 1992), oder um eine Matrixdiffusion (single fracture dispersion model (SFDM), nach Malosewski and Zuber, 1985) erweitert. Im 1D-Fall lautet das ursprüngliche Advektions-Dispersions-Modell für einen Dirac-Impuls nach Kreft und Zuber, (1978):

$$c(x,t) = \frac{M}{Q} \frac{x}{\sqrt{(4\pi D_L t^3)}} \exp\left(-\frac{(x-vt)^2}{4D_L t}\right) \quad (3)$$

wobei c die Tracerkonzentration, M die Tracermasse beim Input, Q die Quellschüttung, x die Distanz von der Eingabestelle zur Quelle, D_L die longitudinale Dispersion, t die Zeit und v die mittlere Transportgeschwindigkeit ist.

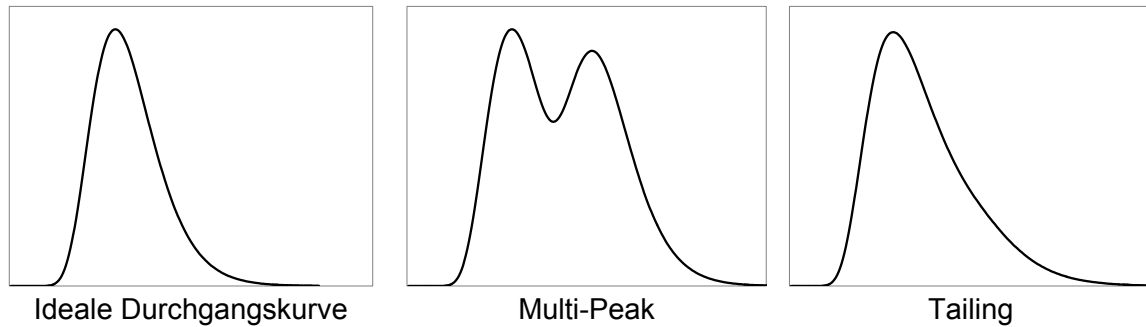


Abb. 1.4: Schematische Darstellung von Durchgangskurven von Tracerversuchen im Hauptfliesssystem von Karstaquiferen.

Werner et al., (1998) stellten fest, dass das MDM und das SFDM teilweise äquivalent verwendet werden können, und dass der Transport im Hauptfliessbereich eines Karstgrundwasserleiters im wesentlichen durch konvektive und dispersive Transportvorgänge beschrieben werden kann. Matrixdiffusionsvorgänge spielen beim Transport im Hauptfliesssystem keine entscheidende Rolle. Insbesondere für den Partikeltransport sind Matrixdiffusionsvorgänge vernachlässigbar (McKay et al., 2000; Ibaraki and Sudicky, 1995). Die Modellwahl kann jedoch sehr entscheidend sein für die Bestimmung der Fliesszeiten, der Dispersion und der Peclet Zahl, wie Atkinson et al., (2000) bei Pumpversuchen zeigen konnten.

Offene Fragen

Partikeltransport im Karst ist ein interdisziplinäres Thema, das noch wenig untersucht ist. Aus den oben beschriebenen Grundlagen ergeben sich folgende offenen Fragen:

- Die Reaktion von Karstquellen auf Niederschlagsereignisse wurde in den meisten Fällen nur auf die Veränderung der Schüttung untersucht. Genauere Analysen der chemischen, physikalischen und mikrobiellen Wasserqualitätsänderung, die eine vertiefte Einsicht in das Karstsystem geben, wurden kaum durchgeführt (White, 2002).
- In der Literatur sind nur wenige Experimente zum Partikeltransport im Karst beschrieben, bei welchen effektiv die speziellen Eigenschaften von Partikeln untersucht wurden (McKay et al., 2000, Shevenell und McCarthy, 2002). Versuche zum Partikeltransport in Karstsystemen unter Einbezug der ungesättigten Zone sind dem Autor keine bekannt.
- Bei Tracerversuchen wird die Form der Durchgangskurve den hydrogeologischen Eigenschaften des Karstsystems und hydrologischen Randbedingungen zugeordnet, partikelspezifische Adsorptions- und Desorptionsvorgänge werden nicht berücksichtigt. Die Auswertung von Tracerdurchgangskurven erfolgt meist visuell oder mit einem Fit der Methode der kleinsten Quadrate (Zhang et al., 2001). Die Standardfehler der so ermittelten Parameter werden nicht berechnet oder angegeben, was allerdings für eine realistische Tracerauswertung entscheidend ist.

- Modellierungen in Karstsystemen behandeln meist nur den Wasserfluss. Es gibt erst wenige Ansätze, die den gesamten Wasserfluss sowie chemische, physikalische und mikrobiologische Parameter gleichzeitig simulieren (White, 2002).
- Der Einfluss der lokal vorhandenen geologischen Formationen in einem Einzugsgebiet einer Quelle auf die Ausbildung der unterschiedlichen Fliesswege (schnelles und langsames Fliessen) im Karst wird kaum beschrieben.
- Das Ausmass der mikrobiologischen Belastung von Karstquellen bei Niederschlagsereignissen wird kaum untersucht. Solche Untersuchungen sind aber relevant für die Abschätzung des Risikos einer Gesundheitsgefährdung beim Wasserkonsum und der Abklärung von wasserbedingten Erkrankungen (Auckenthaler, 2003).
- Die theoretischen Untersuchungen zur Charakterisierung von Karstsystemen und des Partikeltransportes finden keine Anwendung in den Wasserversorgungen. Es sollten Instrumente entwickelt werden, die es erlauben, mit wenigen Schlüsselgrössen Aussagen über das zeitliche Auftreten von mikrobiologischen Verunreinigungen in Quellen machen zu können.

Aus diesen offenen Fragen leiten sich die Zielsetzung, die im nächsten Kapitel prägnant dargestellt wird und die verwendeten Ansätze der vorliegenden Arbeit ab.

Verwendete Ansätze

In der vorliegenden Arbeit werden drei Ansätze zur Beschreibung des Partikeltransports in einem Karstsystem vorgestellt. Das Ziel der Untersuchungen war, mit Hilfe von einfachen Modellansätzen relevante Grössen im Partikeltransport zu finden, um die mikrobiologische Belastung einer Karstquelle voraussagen zu können.

Erster Ansatz – Vergleich Durchgangskurven

Beim ersten Ansatz werden Analysen von ausgewählten Indikatorkeimen mit kontinuierlich messbaren physikalischen und chemischen Parametern im Quellwasser verglichen. Aus der zeitlichen Abfolge dieser Durchgangskurven lassen sich hohe Konzentrationen von Mikroorganismen abschätzen. Der Vorteil dieses Ansatzes ist, dass das Einzugsgebiet der Quelle nicht bekannt sein muss, sondern die Information allein aus den Output-Daten des Karstsystems an der Quelle ermittelt wird. Aus den Durchgangskurven z.B. der Trübung oder der Mikroorganismen können hingegen Rückschlüsse über die Anzahl möglicher Infiltrationsstellen für präferenzielle Fliesswege mit geringer Filterwirkung im Untergrund gezogen und Informationen über den Aufbau des Karstsystems gewonnen werden (Ryan und Meiman, 1996, White, 2002). Eine indirekte Überprüfung der Schutzzonen und der Qualität von Färbversuchen zur Ermittlung der Schutzzonen wird damit möglich. Je grösser die Vulnerabilität des Grundwasserleiters desto ausgeprägtere Durchgangskurven sind zu erwarten.

Zweiter Ansatz – Korrelation Transportparameter mit Systemparametern

Der zweite Ansatz basiert auf der Datengrundlage des ersten Ansatzes. Aus den Durchgangskurven werden Transportparameter der Mikroorganismen wie Fliessgeschwindigkeit und Dispersion ermittelt. Für diese Bestimmung muss das Einzugsgebiet, insbesondere die für Mikroorganismen raschen Fliesswege, bekannt sein. Dazu sind Tracerversuche vorzugsweise mit Partikeltracern in Kombination mit gelösten Tracern notwendig, die Transportprozesse aufzeigen können, und die auch Hinweise auf eine geeignete Modellwahl geben. Das Transportmodell muss unter Berücksichtigung der im Feld messbaren Grössen die Durchgangskurven möglichst genau beschreiben können. Es hat sich gezeigt, dass reine Advektions-Dispersions-Modelle (Werner, 1998) oder mit einer Matrixdiffusion erweiterte Modelle (Maloszewski and Zuber, 1985; Seiler et al., 1989; Bäumle et al., 2001) befriedigende Ergebnisse in Karstgebieten liefern können. In dieser Arbeit werden die Transportparameter mit dem Advektions-Dispersions-Modell (Gl. 3) gefittet, die Standardfehler der Transportparameter, die insbesondere bei der Bestimmung von Multipeaks entscheidend sein können, werden mit Hilfe eines Bootstrap ermittelt (Efron und Tibshirani, 1993).

Für den Aufbau eines Wasserentnahmemanagements werden die Transportparameter in eine Beziehung zu Systemparametern wie der Schüttung und dem Niederschlag gesetzt. Dazu wird eine stufenweise multiple lineare Regression durchgeführt. In Tracerversuchen hat sich gezeigt, dass die Fliessgeschwindigkeit mit steigender Schüttung der Quellen zunehmen kann (Doerfliger, 1996 und Rossi et al., 1998). Mit Hilfe der Transportparameter kann zudem die Bandbreite der Fliessgeschwindigkeiten der Mikroorganismen angegeben werden und eine hydrogeologische Charakterisierung des Karstsystems erfolgen.

Dritter Ansatz – Modellierung Wasserfluss und Partikeltransport

Der Aufbau von Karstsystemen ist äusserst komplex, eine räumlich genaue Modellierung der verschiedenen Fliesssysteme und Fliesswege ist deshalb nicht möglich. Es hat sich jedoch gezeigt, dass konzeptionell unterschiedliche Modelle, die schnelle und langsame Wasserwege simulieren können, den Wasserfluss und Stofftransport erfolgreich nachbilden (Sauter, 1992; Annable and Sudicky, 1999; Wicks and Hope, 1999; Pinault et al., 2001).

Im dritten Ansatz werden drei unterschiedlich komplexe Strukturen eines Boxmodells zur Modellierung des Wasserflusses und des Partikeltransportes vorgestellt. Eine wesentliche Eigenschaft von Boxmodellen ist die Massenerhaltung (Schwarzenbach et al., 1993). Das zu modellierende System wird in eine oder mehrere homogen durchmischte Boxen aufgeteilt, die miteinander über Massenflüsse verbunden sind. Die Boxen haben keine räumlichen Koordinaten, durch ihre beliebige Wahl jedoch können sie geologischen Strukturen zugeordnet werden. Der Eintrag in eine Box ist der internen Änderung (Quellen und Senken) in der Box und dem Austrag aus der Box gleichgesetzt. Das System als Ganzes ist mit der Umwelt über externe Einträge (z.B. Niederschlag, Mikroorganismen) und Austrägen (Evapotranspiration, Quellschüttung) verbunden. Durch den Aufbau verschiedener Modellstrukturen kann der Einfluss verschiedener hydrogeologischer Einheiten auf den Wasserfluss studiert und eine Charakterisierung des Karstaquifers gegeben werden. Der Vorteil der Modellierung des Partikeltransportes gegenüber dem ersten und zweiten Ansatz ist, dass die Dynamik sowohl der Langzeit- wie auch der Kurzzeitschwankungen im Wasserfluss integriert werden können.

Schlussfolgerung

In dieser Arbeit wird eine Methodik zum Aufbau eines neuen Konzepts zur Überwachung und zum Schutz von Karstquellen vorgestellt. An einem konkreten Beispiel, der Lützelquelle im Kanton Basel-Landschaft, wird gezeigt, woher die mikrobiologische Belastung stammt, und wie die Trinkwassergewinnung neben den heute bestehenden Schutzmassnahmen - der Ausscheidung von Schutzzonen und der Trinkwasseraufbereitung - optimiert werden kann. Die drei Ansätze zeigen eine Methodik auf, wie der Transport von Mikroorganismen beschrieben und kurzzeitig auftretende hohe Konzentrationen an Mikroorganismen vorausgesagt werden können. Aufgrund der Heterogenität der Karstaquifere muss das Vorgehen jedoch lokal den Gegebenheiten angepasst werden. Die konkreten Ziele der Arbeit sind in Kapitel 2 aufgeführt.

Literatur

- Abba, F., Orlandi, E. und Rondelli, A., 1899. Über die Filtrationskraft des Bodens und die Fortschwemmung von Bakterien durch das Grundwasser. *Z. Hygiene und Infektionskrankheiten* 31:66-84. Leipzig: Veit & Comp.
- Alaoui, A. M., (1998). Transferts d'eau et de substances (bromures, chlorures et bactériophages) dans des milieux non saturés à porosité bimodale: Expérimentation et modélisation. *Geographica Bernensia*, G 55, pp: 148.
- Annable, W. K. and Sudicky, E. A., (1999). On predicting contaminant transport in carbonate terrains: behaviour and prediction. *Karst Modeling, Proceedings symposium February 24 through 27, 1999, Charlottesville Virginia*, 133-145.
- Atkinson, T. C., Ward, R. S. und O'Hannelly, E., (2000). A radial-flow tracer test in Chalk: comparison of models and fitted parameters. *Tracers and Modelling in Hydrology*, Dassargues, A. (ed.), *Proceedings of the TraM'2000 Conference, Liège, Belgium, May 2000, IAHS Publ. 262*, 7-15.
- Auckenthaler, A. und Huggenberger, P., (2003). *Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser*. Birkhäuser Basel Berlin Boston, 180 pp.
- Auckenthaler, A., Raso, G. und Huggenberger, P. (2002): Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres, *Water Science and Technology*, Vol. 46, No. 3, 131-138.
- Auckenthaler, A., (2003). Mikrobiologische Trinkwasserüberwachung – Am Beispiel der Nordwestschweiz, *gwa*, 829-836.
- Baedke, S. J. und Krothe, N. C., (2001). Derivation of effective hydraulic parameters of a karst aquifer from discharge hydrograph analysis. *Water Resour. Res.*, 37, 1, 13-19.
- Bäumle, R., Einsiedl, F., Hötzl, H., Käss, W., Witthüser, K. und Wohnlich, S., (2001). Comparative tracer studies in a highly permeable fault zone at the Lindau fractured rock test site, SW Germany. *Beiträge zur Hydrogeologie, Tracer studies in the unsaturated zone and groundwater (Investigations 1996-2001)*. Association of Tracer Hydrology (ATH) (ed.) Joanneum Research, Graz, pp. 236.
- Bales, R. C., Li, S., Maguire, K. M., Yahya, M. T., Gerba, C. P. und Harvey, R. W., (1995). Virus and bacteria transport in a sand aquifer, Cape Cod, MA. *Ground Water*, 33(4):653-661.
- Bales, R. C., Li, S., Maguire, K. M., Yahya, M. T. und Gerba, C. P., (1993). MS-2 and poliovirus transport in porous media: hydrophobic effects and chemical perturbations. *Water Res. Resear.* 29(4):957-963.
- Boller, M. (1998): Wasserversorgung im Spannungsfeld von Erhaltung und Erneuerung. *gwa*, 78(6):441-446.
- Botzenhardt, K. (1994): Die Beherrschung mikrobiologischer Belastungen bei der Oberflächenwasser-aufbereitung nach der SWTR (USA). *gwf-Wasser/Abwasser*, 135:201-206.
- Bukhari, Z., Hargy, T. M., Bolton, J. R., Dussert, B. und Clancy, J. L. (1999). Medium-pressure UV for oocyst inactivation. *Journal AWWA*, 91(3):86-94.
- Burkhardt, M., 2003. Feldversuche zur Erfassung des Transportverhaltens von gelösten und partikulären Tracern mittels Multitracing-Technik in einem schluffigen Boden. *Berichte Forschungszentrum Jülich*, Jül-4058, p.194.
- Doerflinger, N., (1996). Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping (EPIK method). *Diss. Uni Neuchâtel*, pp. 308.
- Doerflinger, N. und Zwahlen, F., (1998). *Praxishilfe Kartierung der Vulnerabilität in Karstgebieten (Methode EPIK)* herausgegeben vom BUWAL.
- Drew, D., (1996). Agriculturally induced environmental changes in the Burren Karst, Western Ireland. *Environmental Geology*, 28(3):137-144.
- Estrela, T. and Sahuquillo, (1997). Modeling the response of karstic spring at Artea aquifer in Spain. *Ground Water*, 35(1):18-24.
- Efron, B. and Tibshirani, R. J., (1993). *An introduction to the bootstrap*. Chapman & Hall, New York.
- Fontes, D. E., Mills, A. L., Hornberger, G. M. und Herman, J. S., (1991). Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(9):2473-2481.
- Gerba, C. P., (1984). Microorganisms as groundwater tracers. *Groundwater Pollution Microbiology*, Bitton, G. and Gerba, C. P. (eds.), John Wiley & Sons, New York, pp:225-233.
- Ginn, T. R., Wood, B. D., Nelson, K. E., Scheibe, T. D., Murphy, E. M. und Prabhakar Clement, T., (2002). Process in microbial transport in the natural subsurface. *Advances Water Resour.*, 25,1017-1042.
- Goyal, S. M. und Gerba, C. P., (1979). Comparative adsorption of human enteroviruses, simian rotavirus, and selected bacteriophages to soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 38(2):241-247.
- Grasso, D., B. F. Smets, K. A. Strevett, B. D. Machinist, C. J. VanOss, R. F. Giese, und W. Wu (1996). Impact of physiological state on surface thermodynamics and adhesion of *Pseudomonas aeruginosa* *Environ. Sci. Technol.* 30:3604-3608.

- Harvey, R. W. und Harms, H., (2001). Transport of microorganisms in the terrestrial subsurface: in situ and laboratory methods. In: Hurst, C. J., Crawford, R. L., Knudsen, G. R., McInerney, M. J. and Stetzenbach, L. D., editors. *Manual of environmental microbiology*, 2nd ed. p. 753-776.
- Harvey, R. W., (1997). In situ and laboratory methods to study subsurface microbial transport. *Manual of Environmental Microbiology*, C. J. Hurst, G. R. Knudsen, M. J. McInerney, L. D. Stenzenbach and W. W. Walter. Washington D.C., ASM, pp. 586-599.
- Harvey, R. W., Kinner, N. E., MacDonald, D., Metge, D. W. and Bunn, A., (1993). Role of physical heterogeneity in the interpretation of small-scale laboratory and field observations of bacteria, microbial-sized microsphere, and bromide transport through aquifer sediments. *Water Res. Resear.*, 29(8):2713-2721.
- Hauns, M., 2002. Modeling tracer and particle transport under turbulent flow conditions in karst conduit structures. *Freiburger Schriften Hydrologie*, Band 12, p 78.
- Herlicska, H., Lorbeer, G. E., Broviczeny, F., Mandel, G. W., Pavuza, R., Stummer, G. und Lassning, M., (1994). Pilotprojekt „Karstwasser Dachstein“, Band 1: Karstwasserqualität. Umweltbundesamt. 233 pp.
- Hoff, J. C. (1987): Strength and weaknesses of using $c \cdot t$ values to evaluate disinfection practice. Proc. AWWA Seminar, Assurance of Adequate Disinfection, or $C \cdot t$ or not $C \cdot t$. American Water Works Assn., Denver, CO, 49-65.
- Ibaraki, M and Sudicky, E. A., 1995. Colloid-facilitated contaminant transport in descretly fractured porous media. 1. Numerical formulation and sensitivity analysis. *Wat. Res. Resear.*, 31 (12), 2945-2960.
- Jeannin, P.-Y. and Grasso, A. D., (1995). Recharge respective des volumes de roche peu perméable et des conduits karstiques, rôle de l'épikarst. *Bulletin Hydrogéologie*, 14:95-111.
- Jeannin, P.-Y., (1998). Structure et compartiment hydraulique des aquifères karstiques. PhD Thesis, University of Neuchâtel, 237 pp.
- Jucker, B. A., Zehnder, A. J. B. und Harms, H., (1998). Quantification of polymer interactions in bacterial adhesion. *Environ Sci Technol*, 32, 19, 2909-2915.
- Jury, W. A. Gardner, W. R., und Gardner, W. H. (1991). *Soil Physics*, 5th ed. John Wiley & Sons, Inc. New York, pp. 328.
- Kaneko, M. (1998): Chlorination of pathogenic E.coli O157. *Wat. Sci. Tech.*, 38(12):141-144.
- Karansis, P. und Seitz, H. M., (1996). Vorkommen und Verbreitung von Giardia und Cryptosporidium in Roh- und Trinkwasser von Oberflächengewasserwerken. *gwf Wasser Abwasser*, 137(2):94-100.
- Kiraly, L., (1998). Modelling karst aquifers by the combined discrete channel and continuum approach. *Bulletin Hydrogéologie*, 16:77-98.
- KLBE, Kantonaes Laboratorium Bern (2002): Jahresbericht 2002.
- Köster, W., Egli, T. und Rust, A., (2002). Krankheitserreger im (Trink)wasser? EAWAG news, 53, 26-28.
- Korich, D. G., Mead, J. R., Madore, M. S., Sinclair, N. A. und Sterlin, C. R. (1990): Effects of ozone, chlorine Dioxid, chlorine and monochloramin on Cryptosporidium parvum oocyst viability. *Appl. Env. Microbiol.*, 56(5):1423-1428.
- Kreft, A. and Zuber, A., 1978. On the physical meaning of dispersion equation and its solution for different initial boundary conditions. *Chem. Eng. Sci.* 33, 1471-1480.
- Larsson, M. H. und Jarvis, N. J., (1999). Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil. *J. Hydrol.*, 215, 153-171.
- Lawarence, J. R. und Hendry, M. J., (1996). Transport of bacteria through geologic media. *Can. J. Microbiol.*, 42:410-422.
- Lindquist, R. Cho. J. S. und Enfield, C. G., (1994). A kinetic model for cell density dependent bacterial transport in porous media. *Water Resour. Res.*, 30, 3291-3299.
- MacKenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., Kazmierczak, J. J., Addiss, D. G., Fox, K. R., Rose, J. B., und Davis, J. P. (1994): A massive outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine*, 331:161-167.
- McKay, L. D., Sanford, W. E. und Strong, J. M., (2000). Field-scale migration of colloidal tracers in fractured shals saprolite. *Ground Water* 38 (1), 139-147.
- Maloszewski, P., Harum, T. und Benischke, R., 1992. Mathematical modelling of tracer experiments in the karst of Lurbach system. *Steir. Beitr. z. Hydrogeologie* 43, 116-136.
- Maloszewski, P. und Zuber, A., (1985). On the theory of tracer experiments in fissured rocks with a porous matrix. *J. Hydrol.* 79, 333-358.
- Mangin, A., 1975. Contribution à l'étudehydrodynamic des aquifères karstiques. PhD University of Dijon, 124.p.
- Marshall K. C., (1996). Adhesion as a strategy for access to nutrients. In: Fletcher, M. (ed.), *Bacterial adhesion, molecular and ecological diversity*. New York: John Wiley, p. 59-87.
- Martin, R. E., Bouwer, E. J. und Hanna, L. M., (1992). Application of clean-bed filtration theory to bacterial deposition in porous media. *Environ. Sci. Technol.*, 26(5):1053-1058.
- Metzler, A., Regli, W., Leisinger, M., Heider, H., Schweizer, K. und Tabisch, A., (1996). Viren und Parasiten im Trinkwasser: Risiken und Prävention. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* 87:55-72.

- Montandon, P.-E., Mages, J.-F. und Miserez, J.-J., (1995). Etude de l'écoulement et de l'autoépuration du system karstique. Exemple de la vallée de La Ronde (JU Suisse). Bulletin d'Hydrogeologie 14, 177-198.
- Natsch, A., Keel, C., Troxler, J., Zala, M., Von Albertini, N. und Défago, G., (1996). Importance of preferential flow and soil management in vertical transport of a biocontrol strain of *pseudomonas fluorescens* in structured field soil. Applied and Environmental Microbiology, 62(1):33-40.
- Pfuhl, E., 1897. Über die Verschleppung von Bakterien durch das Grundwasser. Z. Hygiene u. Infektionskrankheiten 25:549-554. Leipzig: Veit & Comp.
- Pinault, J.-L., Plagnes, V., Aquilina, L. und Bakalowicz, M., (2001). Inverse modelling of the hydrological and hydrochemical behaviour of hydrosystems: Characterisation of karst system functioning. Wat. Res. Resear., 37, 8, 2191-2204.
- Pressdee, J. R., Hall, T. und Carrington, E., (1995). Practicalities of Disinfection for control of *Cryptosporidium* and *Giardia*. In: Protozoan Parasites and Water, Betts, W. B., Casemore, D., Fricker, C., Smith, H. and Watkins (eds), The Royal Society of Chemistry, pp:206-208.
- Rajagopalan, R. und Tien, C., (1976). Trajectoryanalysis of deep-bed filtration with the sphere-in-cell porous media model. J. Am. Inst. Chem. Eng., 22, 525-533.
- Regli, W. (1994): Verbesserte Methoden für die Isolierung und den Nachweis von *Giardia* – Zysten und *Cryptosporidien* – Oozysten in Oberflächengewässern: Flockung mit $Al_2(SO_4)_3$ und fluorescence-activated cell sorting (FACS). Inaugural Dissertation Veterinär-medizinische Fakultät, Uni Zürich, pp.70.
- Rossi, P., Doerfliger, N., Kennedy, K., Müller, I. und Aragno, M., (1998). Bacteriophages as surface and groundwater tracers. Hydrology and Earth Systems Sciences 2(1), 101-110.
- Ryan, M. und Meiman, J., 1996. An examination of short-term variations in water quality at a karst spring in Kentucky. Ground Water, 34(1), 23-30.
- Sauter, M., (1992). Quantification and forecasting of regional groundwater flow and transport in a karst aquifer (Gallusquelle, Malm, SW. Germany). Tübinger geowissenschaftliche Arbeiten (TGA), C13, pp. 151.
- Slade, J. S., (1985). Viruses and bacteria in a chalk well. Wat. Sci. Tech., 17, 111-125.
- Schäfer, A., (1997). Bacterial transport and pollutant degradation: influences of air-water interfaces and solid surfaces. PhD Thesis, Diss ETH No. 12416.
- Schijven, J. F. und Hassanizadeh, S. M., (2000). Removal of viruses by soil passage: overview of modeling, processes and parameters. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 30(1):49-127.
- Schleupen, E., (1996). *Cryptosporidium parvum* und *Giardia lamblia*, gwf Wasser Abwasser, 137(2):83-93.
- Scholl, M. A. und Harvey, R. W., (1992). Laboratory investigation on the role of sediment surface and groundwater chemistry in transport of bacteria through a contaminated sandy aquifer. Environ. Sci. Technol., 26(7):1410-1417.
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M. und Imboden, D. M., (1993). Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, INC. New York, pp. 681.
- Seiler, K.-P., Maloszewski, P. und Behrens, H., (1989). Hydrodynamic dispersion in karstified limestones and dolomites in the upper jurassic of the Franconian Alb, F.R.G.. J. Hydrol. 108, 235-247.
- Simoni, S.F., Harms, H., Bosma, T.N.P. und Zehnder, A.J.B., (1998). Population heterogeneity affects transport of bacteria through sand columns at low flow rates, Environ. Sci. Technol., 32(24):2100-2105.
- Shevenell, L. und McCarthy, J. F., 2002. Effects of precipitation events on colloids in a karst aquifer. J. Hydrol. 255, 50-68.
- Smith, M. S., Thomas, G. W., White, R. E. und Ritonga, D., 1985. Transport of *Escherichia coli* through intact and disturbed soil columns. J. Environmental Quality, 14(1):87-91.
- Snowdon und Cliver (1989): Coliphages as indicators of human enteric viruses in Groundwater, Critical Reviews in Environmental Control, 19(3):231-249.
- Sobsey, M.D. (1989): Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection process. Wat.Sci Tech., 21(3):179-195.
- Sommer, R., Haider, T., Cabaj, A., Pribil, W. und Lhotsky, M. (1998): Time dose reciprocity in UV disinfection of water. Wat. Sci. Tech., 38(12):145-150.
- SVGW, Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches (1997): Richtlinien für die Überwachung der Trinkwasserversorgungen in hygienischer Sicht. W1, 48 pp.
- Svoboda, P., Ruchti, S., Bissegger, C. und Tanner, M., (1999). Occurence of *Cryptosporidium* spp. Oocystes in surface, raw and drinking water samples. Mitt. Lebensm. Hyg., 90:553-563.
- Thraillkill, J., Sullivan, S. B. Gouzie, D. R., (1991). Flow parameters in a shallow conduit-flow carbonate aquifer, Inner Bluegrass Karst Region, Kentucky, USA. J. Hydrology, 129, 87-108.
- Van Oss, C. J., R. J. Good, und M. K. Chaudry. (1986). The role of van der Waals forces and hydrogen bonds in 'hydrophobic interactions' between biopolymers and low energy surfaces. J. Colloid Interface Sci. 111:378-390.
- Vaughn, J. M., et al. (1987). Inactivation of human and simian rotaviruses by ozone. Appl. Env. Microbiol., 53:2218-2221.

- Werner, A., (1998). Hydraulische Charakterisierung von Karstsystemen mit künstlichen Tracern. Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 169 pp.
- Werner, A. Hötzel, H., Käss, W. and Maloszewski, P., (1998). Evaluation of tracer test in the Danube-Aach-system (Western Swabian Alb, Germany) with different modelling approaches. Bulletin d'Hydrogeologie 16, 111-122.
- White, W. B., 2002. Karst hydrology: recent developments and open questions. Eng. Geol., 65, 85-105.
- Wickramanayake, G. B., et al. (1984): Inactivation of Giardia lamblia cysts with ozone. Appl. Env. Microbiol., 48(3):671-672.
- Wicks, C. M. und Hoke, J. A., (1999). Linear system approach to modelling groundwater flow and solute transport through karstic basins. Karst Modeling, Proceedings symposium February 24 through 27, 1999, Charlottesville Virginia, 97-101.
- Wuhrmann, K. und Meyrath, J. (1955): Über die bakterizide Wirkung wässriger Ozonlösungen. Schweiz. J. Allgem. Pathol. Bakteriologie, 18:1060.
- Yao, K-M., Habibian, M. T. and O'Melia, C. R., (1971). Water and waste water filtration: concepts and applications. Environmental Science & Technology, 5(11):1105-1112.
- Zhang, P., Johnson, W. P., Piana, M. J., Fuller, C. C. und Naftz, D. L., (2001). Potential artefacts in interpretation of differential breakthrough of colloids and dissolved tracers in the context of transport in a zero-valent iron permeable reactive barrier. Ground Water, 39, 6, 831-840.
- Zupan, M., (1992). The pollution transport in karst waters. In: Tracer hydrology, Hötzel & Werner (eds), Balkema Rotterdam, 299-301.

Ziel und Vorgehen

2

Ziel

Das Ziel der Arbeit ist eine Beschreibung des Transportes von Partikeln in einem Karstsystem und die Voraussage von kurzzeitig auftretenden hohen mikrobiologischen Belastungen einer Karstquelle. Die erarbeitete Methodik soll dazu dienen, die Wasserentnahmen aus Karstquellen nach der Rohwasserqualität auszurichten. Damit kann die Trinkwassergewinnung sicherer gestaltet werden.

Vorgehen

- 1 Beschreibung der wichtigsten wasserübertragbaren pathogenen Mikroorganismen im Hinblick auf deren Gesundheitsgefährdung und deren Vorkommen im Grund- und Trinkwasser in der Schweiz und in Deutschland.
- 2 Durchführung von Färbversuchen zur Bestimmung der Herkunft von mikrobiologischen Belastungen der Lützelquelle in Röschenz.
- 3 Analyse von Indikatorkeimen und pathogenen Mikroorganismen sowie physikalisch chemischen Parametern im Wasser der Lützelquelle zur Beschreibung von quantitativen und qualitativen Veränderungen bei Niederschlagsereignissen.
- 4 Bestimmung von Transportparametern von Mikroorganismen und deren Korrelation mit einfach messbaren Grössen wie Schüttung und Niederschlag.
- 5 Modellierung der Schüttung der Lützelquelle und des Transportes von Mikroorganismen im Karstsystem.

Pathogene Mikroorganismen im Trinkwasser¹

3

Einleitung

Wasserbedingte Infektionen durch hygienisch nicht einwandfreies Trinkwasser haben weltweit eine grosse Bedeutung; sie verursachen jährlich rund eine Milliarde Erkrankungen und drei Millionen Tote (Ford, 1999). Die Erkrankungen treten vor allem bei schlechter Sanitärhygiene auf. In Europa ist die Inzidenz der wasserbedingten Erkrankungen seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts drastisch zurückgegangen, namentlich als Folge der Trinkwasseraufbereitung und -desinfektion, der verbesserten Sanitärhygiene (Abwasserentsorgung), der Einführung von Massnahmen zum Schutz der Trinkwasserressourcen und der Wasserversorgungsinfrastruktur. Die mikrobiologische Trinkwasserqualität ist jedoch heute wieder vermehrt gefährdet durch: 1) zu hohe Tierdichten auf Landwirtschaftsbetrieben, 2) grössere Mengen an flüssigem Hofdünger aufgrund der Umstellung landwirtschaftlicher Betriebe auf Schwemmentmistung, 3) Einsatz von Hofdüngern in der Nähe von Trinkwasserfassungen mit zu klein dimensionierten oder falsch ausgeschiedenen Schutzzonen, 4) veränderte Siedlungsstrukturen und zunehmende Nutzungskonflikte in dicht besiedelten Gebieten, 5) teilweise nicht den Risiken angepasste oder veraltete Trinkwasseraufbereitung und 6) vermehrtes Auftreten pathogener Keime, die eine hohe Infektiosität aufweisen können.

Durch die Landwirtschaft werden Hofdünger mit zoonotischen Erregern wie *Cryptosporidien* ausgebracht. Zusätzlich werden in der Schweiz jährlich 80'000 Tonnen Klärschlamm als Dünger eingesetzt, wovon 20'000 bis 30'000 Tonnen unhygienisiert sind. Durch diesen Eintrag werden wahrscheinlich erhebliche Mengen humanpathogener Viren in die Ackerbaugebiete verfrachtet (Baumgartner, 2001). Über Drainagen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten und Regenwasserentlastungen bei Kläranlagen werden zudem bei Niederschlagsereignissen innerhalb kurzer Zeit grosse Mengen an Mikroorganismen in die Oberflächengewässer eingetragen. Diese Einträge spielen vor allem bei schlechten Boden- und Untergrundfiltern eine Rolle, wie sie in Karstgebieten oder bei der Infiltration von Flusswasser ins Grundwasser vorkommen. Routineuntersuchungen des Kantonalen Laboratoriums Basel-Landschaft (KLBL) zeigen pro Jahr in rund 20% der Trinkwasserversorgungen, die Karstquellwasser mittels einstufiger Verfahren aufbereiten, den Fäkalindikatorkeim *E. coli* (KLBL, 2001). Detaillierte Abklärungen bei einer Karstquelle in der Nordwestschweiz haben ergeben, dass die pathogenen Mikroorganismen *Cryptosporidium spp.*, verotoxinbildende *E. coli* (VTEC) und *Campylobacter jejuni* konzentriert bei Regenereignissen auftreten

¹ Auckenthaler, A., publiziert in: Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser. Auckenthaler, A. und Huggenberger, P., (Hrsg.), Birkhäuser Basel Berlin Boston, 2003, 5-37.

(Auckenthaler et al., 2002). Im selben Studiengebiet konnten in einer Quelle auch Norwalk-like Viren gefunden werden (Hobbins et al., 2001).

Die epidemiologische Bedeutung dieser Befunde lässt sich heute nur schwer abschätzen. Die erforderliche Datengrundlage fehlt noch weitgehend, weil in der Schweiz keine Meldepflicht für bedeutende durch Wasser übertragbare Krankheitserreger besteht. In Deutschland ist die Situation besser, seit Januar 2001 sind verschiedene pathogene Mikroorganismen zusätzlich meldepflichtig geworden (Ammon und Bräunig, 2002). Englische Studien über gastro-intestinale virale Erkrankungen haben jedoch ergeben, dass das Verhältnis der Erkrankten in der Bevölkerung zu Erkrankten, die einen Arzt aufsuchen 1 zu 1562 beträgt. Eine Person, die einen Arzt aufsucht, repräsentiert somit rund 1500 Fälle in der Bevölkerung (Wheeler, 1999). In der Schweiz ist die Bevölkerung in den letzten Jahren in den ländlichen Gebieten um die Ballungszentren durch Neuzuzüge stark gewachsen. Dieser Bevölkerungszuwachs stellt höhere Anforderungen an die Wasserversorgungen, da sie eine grössere Menge Trinkwasser zur Verfügung stellen müssen. Das Risiko von Trinkwasser bedingten Krankheitsausbrüchen nimmt zu, da eine grössere Gruppe von Personen versorgt wird und die Überwachungs- und Aufbereitungssysteme diesem Risiko oft nicht angepasst werden. Muss die Aufbereitung aufgrund schlechter Rohwasserqualität zwingend verbessert werden, kommen hochtechnische Verfahren zum Einsatz, die für grosse Wasserversorgungen konzipiert sind und für die in den kleineren Wasserversorgungen oft kein qualifiziertes Personal vorhanden ist (Tibbetts, 2000). In Zukunft ist wegen der demographischen Entwicklung mit immer mehr älteren Menschen zu rechnen – in den USA wird geschätzt, dass sich die Anzahl der über 65 Jährigen von 1980 bis 2020 verdoppelt, was die Grösse der Risikogruppe für Erkrankungen durch enterische Mikroorganismen erhöht. Zu dieser Gruppe gehören nebst älteren Menschen auch Kleinkinder, schwangere Frauen und Immunsupprimierte. Dieses Segment der Bevölkerung macht in den USA heute 20% aus (Gerba et al., 1996). Für die Schweiz und Deutschland ist mit einer ähnlichen Zahl zu rechnen (Ammon und Bräunig, 2002).

Durch die verbesserte Analytik sind in letzter Zeit bisher unbekannte pathogene Keime wie *Cryptosporidium spp.*, Norwalk-like Viren und verotoxinbildende *E. coli* (VTEC) nachweisbar geworden, die für die Wasserversorgungen von Bedeutung sind. Dass auch in Zukunft mit neuen Krankheitserregern gerechnet werden muss, zeigt sich daran, dass seit 1973 weltweit insgesamt 21 bisher unbekannte humanpathogene Erreger entdeckt wurden (Sonntag, 1997). Diese über das Wasser übertragbaren Erreger zeigen teilweise eine hohe Infektiosität. Die geringen Infektionsdosen von lediglich 1 bis 10 Partikeln stellen eine zusätzliche Herausforderung für die Wasseraufbereitung dar. Als wichtigstes Lebensmittel und Ausgangsprodukt für andere Lebensmittel sollte Wasser möglichst frei von pathogenen Keimen sein. Allerdings

Tab. 3.1: Kurze Charakterisierung von Bakterien, Viren und Protozoen

Viren	Bakterien	Protozoen
Viren sind 10 bis 300 nm gross, ihr genetisches Material ist in Proteinhüllen gepackt. Sie können den biochemischen Apparat einer geeigneten (meist sehr spezifischen) Wirtszelle auf Produktion neuer Viren der eigenen Art umprogrammieren. Viren haben selbst keinen Stoffwechsel und sind auf chemische Bausteine, Energie und Enzyme lebender Zellen angewiesen. Heute sind rund 1500 Viren bekannt.	Einzellige Mikroorganismen, die den Pflanzen und Tieren als selbständige systematische Einheit gegenüberstehen. Das Zellinnere der 0,5 bis 5 µm grossen Bakterien weist nur eine geringe Differenzierung auf und enthält keinen Zellkern. Die Vermehrung erfolgt durch Querteilung. Bei genügend Nährstoffen kann eine Generationszeit bei einigen Arten weniger als 20 min dauern. Es sind über 5000 Arten bekannt.	Rund 40'000 bekannte Arten von 1 µm bis 2 mm grossen Einzellern. Das genetische Material ist in einem Zellkern zusammengefasst. Die Fortpflanzung findet geschlechtlich oder ungeschlechtlich statt. Protozoen können umweltresistente Dauerstadien bilden (Zysten, Oozysten) und sich mit Hilfe von Scheinfüsschen, Geisseln oder Wimpern fortbewegen.

ist die Forderung nach einer Nulltoleranz, wie sie in gewissen Risikoabschätzungen gestellt wird – mehrere 1000 L Trinkwasser müssten von Viren frei sein, um ein Infektionsrisiko auszuschliessen – unrealistisch (Botzenhardt, 2000a). Es ist aber zu beachten, dass bei wasserbedingten Ausbrüchen meist mit Erkrankungsraten von mehreren hundert bis tausend Personen zu rechnen ist, wie die beiden Fälle La Neuveville und Küblis in der Schweiz gezeigt haben (Maurer und Schtürchler, 2000; Lüthi und Beuret, 2001).

In diesem Kapitel sind Mikroorganismen beschrieben, die direkt Krankheitsausbrüche verursacht haben oder bei denen aufgrund epidemiologischer Abklärungen vermutet wird, dass sie mit wasserbedingten Ausbrüchen im Zusammenhang stehen.

Bakterien

Im 18. und am Anfang des 19. Jahrhunderts haben Seuchen wie Pest und Cholera in Europa Angst und Schrecken verbreitet. Die beiden Erreger *Yersinia pestis* und *Vibrio cholerae* wurden erst durch die Arbeiten von Louis Pasteur (1822 – 1895) und Robert Koch (1843 – 1910) als bakterielle Pathogene erkannt. Nach der ersten grossen Pest-Pandemie im 14. Jahrhundert warf der „schwarze Tod“ über Jahrhunderte hinweg seinen Schatten über Europa. Die Cholera trat im 19. Jahrhundert von China her kommend in Europa auf und verursachte bis zum ersten Weltkrieg fünf Pandemien (Jütte, 1997). Schlechte Sanitärhygiene oder der Verzicht auf die Trinkwasseraufbereitung kann noch heute zu wasserbedingten Choleraausbrüchen führen, wie die Epidemie in Peru 1991 zeigte (Daniel, 1998).

In den USA waren in den Jahren 1989 bis 1997 23,5% der wasserbedingten Gastroenteritiden auf bakterielle Erreger zurückzuführen. In 3 von 4 Fällen sind die „neuen“ pathogenen *E. coli* (VTEC) als verantwortlich für Ausbrüche erkannt worden (MMWR, 2000). Pathogene *E. coli* waren ebenfalls in Kanada im Jahr 2000 die Ursache für wasserbedingte Erkrankungen in einer öffentlichen Wasserversorgung (CCDR, 2000). Es ist zu erwarten, dass auch in Zukunft immer wieder neue, bisher unbekannte pathogene Keime im Wasser auftreten werden.



Abb. 3.1: „Cholera“ gezeichnet als geflügelter Drache vom Schweizer Maler Arnold Böcklin (1827 – 1901) (mit freundlicher Genehmigung, Archiv für Kunst und Geschichte, Berlin)

Tab. 3.2: Im Grund- und Trinkwasser vorkommende Bakterien und ihre Infektionsdosis. ¹Zahlen Infektionsdosis aus Beck, 1997 und Ford, 1999; ²Toleranzwerte gemäss Hygieneverordnung (HyV, 1995)

Bakterien	Infektionsdosis [Anzahl Keime] ¹	Vorkommen im Grund- und Trinkwasser		Quelle
		Weltweit	Schweiz / Deutschland	
aerobe mesophile Keime	>10 ⁹ / g LM ²	Indikatorkeim Grund- und Trinkwasser	Indikatorkeim Grund- und Trinkwasser in der Schweiz	HyV, 1995
<i>E. coli</i>	>10 ⁶ / g LM ²	Indikatorkeim Grund- und Trinkwasser	Indikatorkeim Grund- und Trinkwasser	HyV, 1995; EC, 1998
Enterokokken	>10 ⁶ / g LM ²	eher total Coliforme untersucht	Indikatorkeim Grund- und Trinkwasser	HyV, 1995; EC, 1998
<i>Clostridium perfringens</i> (anaerober Sporenbildner)	10 ⁶ -10 ⁸ / g LM	in der EU als Indikatorkeim aufgenommen	Grundwasser	EC, 1998; Brockmann und Botzenhart, 2000; Raso, 2001
<i>Campylobacter jejuni</i>	10-500	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	Grund- und Trinkwasser	AWWA, 1999c; Tschäppe, 2000; Raso, 2001
<i>Shigella spp.</i>	10-100	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	Barwick et al., 2000; Maurer und Stürchler, 2000
<i>Salmonella sp.</i> typhoide Salmonellen enteritische Salmonellen	10 ¹ -10 ⁵ 10 ² -10 ³ 10 ⁵ -10 ⁶	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	unbekannt	Covert, 1999; Tschäppe, 2000
<i>Yersinia enterocolitica</i>	10 ⁴ -10 ⁹	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	möglich	Schiemann, 1990; Fricker, 1999b; Tschäppe, 2000
<i>Staphylococcus aureus</i>	10 ⁶ /g LM	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	unbekannt	Geldreich, 1999
<i>Vibrio cholerae</i>	10 ⁶ -10 ⁸	im Grund- und Trinkwasser nachgewiesen	unbekannt	Daniel 1998; Ford, 1999
Pathogene <i>E. coli</i>	10-100	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	Grundwasser	Rice, 1999; Tschäppe, 2000; Auckenthaler, 2002
<i>Helicobacter pylori</i>	unbekannt	Vorkommen im Wasser unbekannt	unbekannt	AWWA, 1999c
<i>Mycobacterium avium</i>	unbekannt	Trinkwassernetz, dokumentierte Ausbrüche in Nord Amerika	unbekannt	AWWA, 1999c
<i>Legionella pneumophila</i>	>10	technische Wassersysteme	technische Wassersysteme	Hall, 1999
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	grosse Anzahl	ubiquitär Wasser, Boden, Gemüse	ubiquitär Wasser, Boden, Gemüse	Geldreich, 1999

Bakterien werden im Gegensatz zu Viren und Protozoen gegenwärtig am häufigsten im Grund- und Trinkwasser untersucht. Dieses Teilkapitel beschreibt eine Auswahl der wichtigsten Vertreter unter besonderer Berücksichtigung der Indikatorkeime, die zur Trinkwasserüberwachung genutzt werden. Das Vorhandensein von Indikatorkeimen soll das Vorhandensein pathogener Keime, meist fäkalen Ursprungs, aufzeigen. Neben den bekannten werden auch neu erkannte pathogene Keime beschrieben. Am Schluss wird kurz auf Biofilme und Filterverkeimungen eingegangen, die hauptsächlich in technischen Systemen zur Trink-

wasseraufbereitung und zum Trinkwassertransport auftreten. Die Tabellen 3.2, 3.3 und 3.5 geben einen Überblick über die beschriebenen Bakterien, Viren und Protozoen.

Indikatorkeime

Das Konzept der Indikatorkeime ist fast hundert Jahre alt und wird weltweit immer noch angewendet. Die Idee ist, dass man mit der Untersuchung einiger ausgewählter Bakterien die mikrobiologische Trinkwasserqualität beurteilen kann. Die Abwesenheit von Indikatorkeimen in einer Wasserprobe wird dabei als Indiz für die Abwesenheit von pathogenen Mikroorganismen gewertet. Damit dieses Konzept funktioniert, muss ein optimaler Indikator verschiedene Kriterien erfüllen. Diese sind (verändert nach Bonde, 1962):

- Anwesenheit, wenn die Krankheitserreger anwesend sind, oder wenn deren Anwesenheit möglich ist
- Keine Vermehrung in der Umwelt aber genügend lange Überlebensdauer der einzelnen Bakterien
- Vorkommen in grösserer Anzahl als die Krankheitserreger
- Grössere Resistenz in der Umwelt und gegen die Wasseraufbereitung als die Krankheitserreger
- Schnelles, selektives Wachstum auf einfachen Nährböden und möglichst eindeutige Identifikation
- Möglichst homogene Verteilung in der zu untersuchenden Probe

Ein Problem der meisten heutigen Indikatorkeime zur Beurteilung der Trinkwasserqualität ist ihre geringe Resistenz gegen die Wasseraufbereitung. *E. coli* beispielsweise stirbt bereits bei sehr geringen Desinfektionsmittelkonzentrationen ab. In der Literatur wird oft bemängelt, dass die Indikatorkeime nicht mit den pathogenen Keimen im Wasser korrelieren. Dabei wird allerdings kaum zwischen Rohwasser und aufbereitetem Trinkwasser unterschieden. Im Rohwasser ist eine Korrelation von Indikatorkeimen und pathogenen Mikroorganismen sehr viel wahrscheinlicher als nach der Aufbereitung (Auckenthaler et al., 2002). Die Wirkung eines Desinfektionsmittels variiert von Mikroorganismus zu Mikroorganismus. Die Filtration ist ebenfalls von verschiedenen Faktoren wie z.B. der Oberfläche und der Grösse der Partikel abhängig. Es erstaunt deshalb wenig, wenn nach der Aufbereitung keine Korrelation der Indikatorkeime mit den pathogenen Mikroorganismen besteht.

Eine weitere Lücke im Konzept der Indikatorkeime ist die hohe Infektiosität gewisser Viren. Teilweise genügen bereits 10 bis 100 Viruspartikel, um eine Infektion auszulösen. Das akzeptable Risiko einer Virusinfektion durch das Trinkwasser ist in den USA von der Environmental Protection Agency (EPA) mit einer Infektion pro 10'000 exponierter Personen und Jahr festgesetzt worden (Regli et al., 1991; Botzenhardt, 1994). Zur Einhaltung dieser Forderung dürfte demnach nur eine infektiöse Einheit pro 140 m³ Trinkwasser enthalten sein (Walter, 1999). Mit der Abwesenheit von *E. coli* in 100 mL untersuchten Wassers kann deshalb keine Beurteilung auf Virusabwesenheit gemacht werden. In diesem Fall muss die Trinkwasseraufbereitung die geforderten Reduktionsraten garantieren können.

Aerobe mesophile Keime, *E. coli*, Enterokokken

In der Schweiz und in Deutschland werden zur Trinkwasserbeurteilung hauptsächlich die drei Indikatorkeime aerobe mesophile Keime (AMK), *E. coli* und Enterokokken verwendet. In

Deutschland kommt mit der neuen Trinkwasserverordnung ab dem 1. Januar 2003 nun auch *Clostridium perfringens* hinzu (siehe dazu nächsten Abschnitt).

Die AMK bilden eine grosse Gruppe von Bakterien, Hefen und Pilzen, die unter normalem Luftsauerstoff auf einem unspezifischen Nährmedium bei mittlerer Temperatur (30°C) wachsen. Im Trinkwassernetz dürfen in der Schweiz maximal 300 AMK/mL nachweisbar sein, unbehandeltes Grundwasser darf höchstens 100 Keime/mL und behandeltes lediglich 20 Keime/mL enthalten (Anh. 2b, HyV). Die unterschiedlichen Zahlen kommen daher, dass sich die Zahl der AMK im Verteilnetz durch eine Wiederverkeimung erhöhen kann. Diese kann auf lange Standzeiten des Wassers im Verteilnetz, erhöhte Konzentration von wachstums-limitierenden Substanzen (z.B. Phosphat, organisches Material) oder auf Biofilme in den Rohrleitungen zurück geführt werden. Durch Wiederverkeimung kann die Anzahl AMK auf mehrere 1000/mL anwachsen. Eine akute Gesundheitsgefährdung ist dabei nicht zu erwarten. Es sind jedoch Massnahmen, wie Netzspülungen, Chlorung des Trinkwassers und allenfalls Ersatz alter Leitungen sowie, bei wiederholtem Auftreten, Verminderung des Eintrags von organischer Substanz und anderen wachstums-limitierenden Substanzen ins Leitungsnetz zu treffen.

Laut der neuen Trinkwasserverordnung in Deutschland wird die Koloniezahl, welche den aeroben mesophilen Keimen entspricht, bei 22°C bestimmt. Als Bewertungskriterium darf keine anormale Veränderung der Koloniezahl bei mehrmaligen Untersuchungen des Wassers auftreten, eine Richtzahl oder zulässige Höchstkonzentration ist aber nicht bestimmt worden (Oehmichen et al., 2001).

E. coli und Enterokokken gelten als klassische, fäkale Indikatorkeime und haben eine Grösse von rund 0,5 bis 2 µm. Sie dürfen in 100 mL Trinkwasser nicht nachweisbar sein (Anh. 2b, HyV; Anh. 1 Teil A, EC, 1998). Bei diesem Wert handelt es sich in der Schweiz um einen Toleranzwert und in Deutschland um einen Parameterwert. Bei der Überschreitung des Wertes sind entsprechende Massnahmen zur Wiederherstellung des gesetzeskonformen Zustandes einzuleiten. *E. coli* und Enterokokken stammen aus dem Darm von Warmblütern, wobei letztere auch aus Insekten stammen können. Bei der Untersuchung der Enterokokken werden *Streptokokkus faecialis* und *Streptokokkus faecium* nachgewiesen. Die Enterokokken sollen gegenüber Umwelteinflüssen und Trinkwasseraufbereitung resistenter sein als *E. coli*. Die Untersuchungen der Kantonalen Laboratorien zeigen aber, dass beide Keime ins Trinkwassernetz gelangen können, und dass *E. coli* zahlenmässig oft stärker vertreten ist.

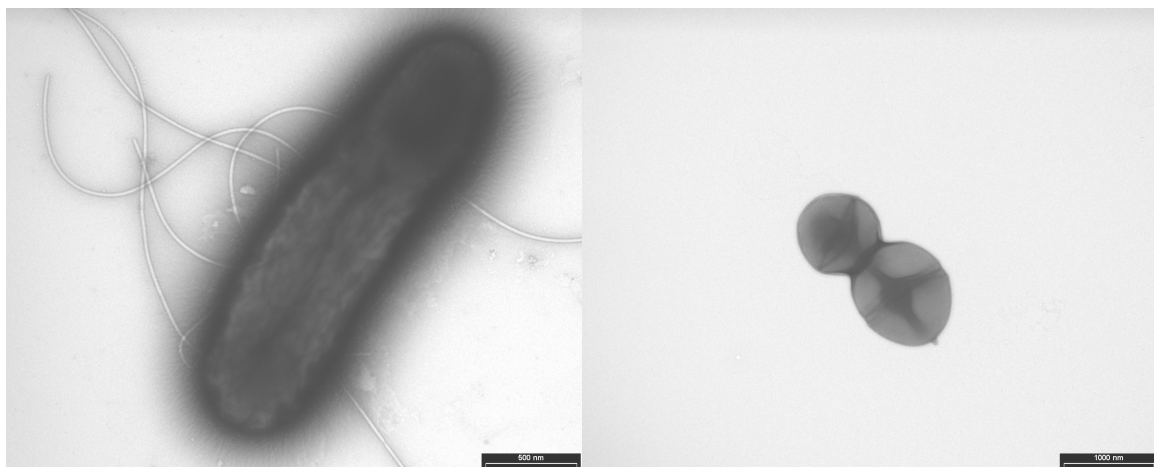


Abb. 3.2: *E. coli* (rechts) und Enterokokken (links) elektronenmikroskopische Aufnahmen (mit freundlicher Genehmigung, Tamara Fretz, Zentrum für Mikroskopie ZMB Bio-Pharmazentrum, Universität Basel)

Beide Keime galten bisher als harmlos und ihr Auftreten im Trinkwasser führt zwar zur Einleitung von Massnahmen für die Eliminierung der Keime, hat aber meist keine grösseren Konsequenzen für die Wasserversorgungen. Nun jedoch wurde erkannt, dass es neben den harmlosen auch gefährliche, verotoxinbildende *E. coli* (VTEC) gibt, und dass bei den Enterokokken antibiotikaresistente Keime auftreten können. Auf die Problematik der VTEC wird im untenstehenden Abschnitt näher eingegangen. Die Situation der Antibiotikaresistenzen im Zusammenhang mit der Wasserversorgung ist noch kaum geklärt. Es gibt erst wenige Untersuchungen, doch ist zu erwarten, dass in Zukunft vermehrt antibiotikaresistente Stämme im Wasser nachgewiesen werden können.

Clostridium perfringens

In die neue EG-Trinkwasserrichtlinie 98/83/EG über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch wurde *C. perfringens* als Indikator für die Beurteilung der mikrobiologischen Qualität aufgenommen (EC, 1998). Das Bakterium darf in 100 mL Wasser nicht nachweisbar sein. In Deutschland wird mit in Kraft treten der neuen Trinkwasserverordnung im Januar 2003 die EG-Trinkwasserrichtlinie umgesetzt.

C. perfringens produziert eine Reihe von hoch aktiven Enzymen und Toxinen. Die wichtigste durch *C. perfringens* verursachte Erkrankung ist der Gasbrand, eine ohne Therapie tödlich verlaufende Wundinfektion. In ca. 80% der Gasbranderkrankungen wird der Erreger nachgewiesen.

Die mit dem Wasser aufgenommenen Clostridien stellen keine direkte gesundheitliche Gefahr für den Menschen dar. Die Verwendung von verunreinigtem Trinkwasser für die Zubereitung von Nahrungsmitteln und deren unsachgemässe Lagerung kann hingegen zu einer Vermehrung der Clostridien und in der Folge zu ernsthaften Erkrankungen führen (Brockmann und Botzenhardt, 2000).

C. perfringens ist ubiquitär vorhanden und konnte unter anderem in Luft, Staub, Erde, Wasser und Nahrungsmitteln nachgewiesen werden. In menschlichen Fäzes liegt die Konzentration bei 10^1 bis 10^8 /g.

Als Indikatorkeim wurde *C. perfringens* deshalb vorgeschlagen, weil das Bakterium umweltresistente Sporen bildet, die gegenüber der Aufbereitung von Trinkwasser eine ähnliche Resistenz wie Oozysten von *Cryptosporidium* oder Zysten von *Giardia* aufweisen. Aufgrund von Untersuchungen zur Überwachung von Flusswasseraufbereitungen schlugen Payment und Franco, 1993 die routinemässige Erfassung von *C. perfringens* im filtrierten und aufbereiteten Wasser als ergänzende Messung neben den Indikatorkeimen vor. *E. coli* ist zur Überwachung eines Aufbereitungsprozesses ungeeignet, da das Bakterium bereits bei geringen Desinfektionsmittelkonzentrationen abstirbt (siehe dazu Kap. Trinkwasseraufbereitung).

Bei Karstwasseruntersuchungen in der Nordwestschweiz konnte *C. perfringens* im Rohwasser festgestellt werden. Die Konzentrationen lagen allerdings stets um 1 bis 2 Grössenordnungen tiefer als diejenigen von *E. coli* (Raso, 2001). Für die Überwachung von Multibarriersystemen könnte die Konzentration von *C. perfringens* deshalb zu gering sein, bei reiner Desinfektion des Wassers hingegen wäre *C. perfringens* eine gute Ergänzung zu den heutigen Indikatorkeimen.

Bekannte pathogene Bakterien

Die nachfolgend aufgeführten bekannten pathogenen Bakterien werden in der Schweiz und in Deutschland normalerweise in Grund- und Trinkwasseruntersuchungen nicht analysiert. Ihr Vorkommen im Grundwasser ist deshalb kaum bekannt, was eine breitere Abschätzung der

Gefährdung für die TrinkwasserkonsumentInnen erschwert. In detaillierten Karstwasseruntersuchungen in der Nordwestschweiz konnten *Campylobacter* während Regenereignissen nachgewiesen werden (Raso, 2001), was lokal sicher zu einer Gefährdungszunahme führen kann. Epidemiologische Zahlen aus den USA zeigen immer wieder wasserbedingte Ausbrüche durch bekannte pathogene Bakterien. In der Schweiz wurden bei der Trinkwasserverunreinigung in La Neuveville 1998 bei den epidemiologischen Abklärungen unter anderem *Shigella sonnei* und *Campylobacter jejuni* als Ursache eruiert (Maurer und Stürchler, 2000). Dies zeigt, dass pathogene Bakterien sehr wohl bis ins Trinkwassernetz gelangen können, sobald Trink- und Grundwasserschutzmassnahmen vernachlässigt und Hygienestandards nicht erfüllt werden oder technische Massnahmen wie z.B. die Trinkwasseraufbereitung versagen.

Campylobacter spp.

Campylobacteriosen können beim Menschen zu akuter Enteritis mit Durchfall, Bauchschmerzen, Fieber und Erbrechen und in sehr seltenen Fällen zur Hospitalisierung der Betroffenen führen (Krämer, 1992). 99% der Erkrankungen werden durch *C. jejuni* verursacht (AWWA, 1999). *C. jejuni* ist resistent gegenüber einer Reihe von Antibiotika, jedoch nicht gegen Erythromycin und Fluoroquinolone (Murphy et al., 1996).

Bei *Campylobacter* Enteritis handelt es sich um eine Zoonose. Das Reservoir der Bakterien sind verschiedene Haus- und Wildtiere, insbesondere Vögel (Fricker, 1999a). Die Übertragung erfolgt fäkal-oral über verunreinigte Nahrungsmittel oder Wasser, wobei unsorgfältig zubereitetes oder zu wenig erhitztes Pouletfleisch die häufigste Ursache von Campylobacteriosen ist (Hopkins und Scott, 1983). Die Infektionsdosis wird auf lediglich 500 Keime geschätzt (RKI, 2000). Verschiedene komparative Studien von Spitälern über Prävalenzraten in Stuhlproben haben ergeben, dass *Campylobacter* doppelt so häufig vorhanden sind wie Salmonellen und 4,5 bis 7 Mal häufiger als Shigellen (AWWA, 1999a). In der Schweiz haben die gemeldeten Fälle von Campylobacteriosen neuerdings die gemeldeten Fälle von Salmonellosen übertroffen (BAG, 2001). In Deutschland sind die *Campylobacter*-Infektionen von 1992 bis 2000 stark angestiegen, ihre Anzahl liegt jedoch noch unter den rückläufigen Salmonellen-Infektionen (Ammon und Bräunig, 2002).

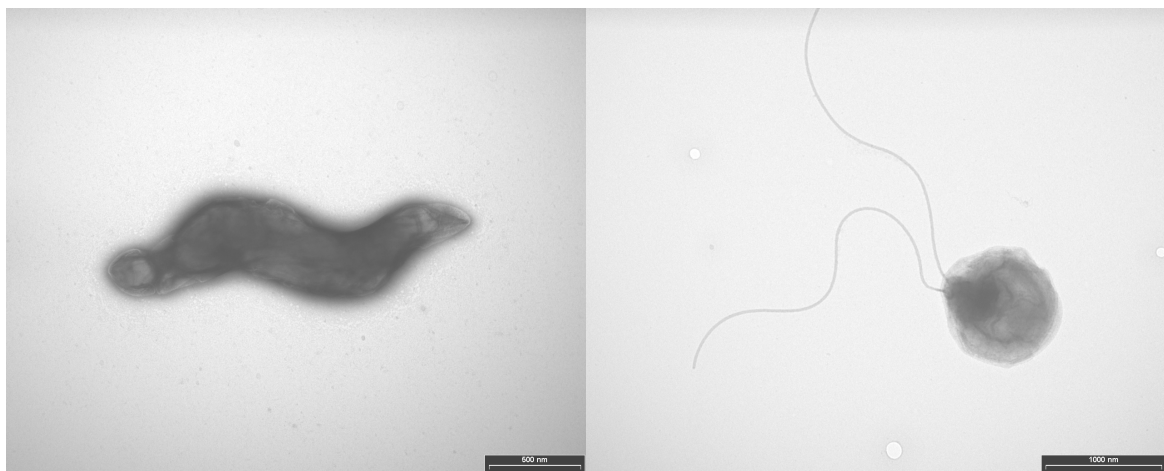


Abb. 3.3: *Campylobacter jejuni* elektronenmikroskopische Aufnahmen (mit freundlicher Genehmigung, Tamara Fretz, Zentrum für Mikroskopie ZMB Bio-Pharmazentrum, Universität Basel)

In der Literatur sind einige wasserbedingte *Campylobacter*-Ausbrüche mit hunderten bis tausenden von Erkrankten beschrieben. So sind in den USA in der Zeit von 1978 bis 1986 11 Fälle mit durchschnittlich 453 Erkrankten aufgetreten (AWWA, 1999a). In Schweden wurden zwischen 1980 und 1995 ebenfalls 11 Fälle mit maximal 3000 Erkrankten registriert (Andersson et al., 1997). Bei den Ausbrüchen konnte der verantwortliche Organismus nur selten im Trinkwasser nachgewiesen werden. Der Grund dafür könnte im sporadischen Auftreten des Bakteriums im Wasser, in lückenhaften Analyseverfahren oder der in Präsenz von lebenden aber nicht kultivierbaren Bakterien liegen (Fricker, 1999a). In der Schweiz konnten *Campylobacter* im Rohwasser einer Karstquelle (Raso, 2001) und in einer Quelle aus einem Porengrundwasserleiter (Schaffter und Parriaux, 2002) nachgewiesen werden.

Salmonellen

Die Gattung *Salmonella* gehört zur Familie der Enterobacteriaceae. Diese bildet eine grosse und vielfältige Gruppe von mehr als 2000 Serotypen, die im Boden, Wasser, in Pflanzen, Fäkalien und in der natürlichen Darmflora von Tieren vorkommen. Die Bakterien haben eine Länge von rund 2 bis 5 µm und einen Durchmesser von 0,8 bis 1,5 µm. Viele der Salmonellen sind pathogen für den Menschen oder für Tiere (Covert, 1999). Salmonellose ist weltweit eines der grössten Gesundheitsprobleme. Pro Jahr erkranken rund 16 Millionen Menschen an *S. typhi*, dem Erreger von Typhus, wobei die Krankheit in 600'000 Fällen tödlich verläuft (Ford, 1999). In Europa war Typhus vor allem im 19. und am Anfang des 20. Jahrhunderts ein Problem bis das Trinkwasser desinfiziert wurde. Die enterischen Salmonellen jedoch nehmen seit dem 2. Weltkrieg an Bedeutung zu und kommen heute in unserer Bevölkerung endemisch und epidemisch vor (Tauxe, 1997).

Für die typhösen Salmonellen ist der Mensch das einzige Reservoir. Für die enterischen Salmonellen dienen Wild- und Haustiere, so zum Beispiel Hühner, Schweine, Kühe, Vögel, Nagetiere, Hunde und Katzen als Wirte (Covert, 1999). Während bei den typhösen Salmonellen die Infektionsdosis 10^2 bis 10^3 Bakterien beträgt, übersteigt sie bei den enterischen Salmonellen in der Regel 10^5 bis 10^6 Bakterien. Die Bakterien können sich jedoch in Nahrungsmitteln vermehren, so dass ausgehend von einer geringen Anzahl Bakterien, die Infektionsdosis leicht erreicht werden kann.

In den USA wurden in der Zeit von 1976 bis 1980 insgesamt 223 meist kleinere Fälle von wasserbedingten Salmonellosen registriert. In Riverside, Kalifornien wurde 1965 ein grosser Ausbruch mit 18'000 Erkrankten aufgrund epidemiologischer Abklärungen dem Wasser zugeordnet, die Ursache der Salmonellose konnte aber nicht mit Sicherheit eruiert werden (Covert, 1999).

In der Schweiz ist die letzte registrierte wasserbedingte Epidemie von *S. typhi* 1963 in Zermatt mit 437 erkrankten Personen aufgetreten. Ursache waren ungeklärte Abwässer, die in den für die Trinkwasserversorgung genutzten Zmuttbach geleitet wurden und ein gleichzeitiger Defekt in der Chlorierungsanlage (Köster, 2002).

Shigella spp.

Shigella spp., der Erreger der Bakterienruhr, kommt weltweit vor allem bei schlechten sanitärhygienischen Standards vor und wird oft mit Abwasser in Verbindung gebracht (Samonis et al., 1994). Die Krankheit wird meist durch *S. sonnei* ausgelöst und kann zu einer akuten Gastroenteritis mit Durchfall, Übelkeit, Erbrechen und Fieber und im schlimmsten Fall zu einem hämolytisch-urämischem Syndrom führen. Eine Behandlung der akuten Fälle ist teilweise problematisch, da eine zunehmende Resistenz gegenüber verschiedenen Antibiotika

zu verzeichnen ist (Meyers et al., 1998). Als Reservoir für die stäbchenförmigen Shigellen mit einem Durchmesser von rund 0,3 bis 1 µm und einer Länge von 1 bis 6 µm dienen infizierte Menschen. Die Übertragung erfolgt auf der fäkal-oralen Route über Wasser, Nahrungsmittel und Milch. Die Infektionsdosis ist mit 10 bis 100 Keimen gering (Beck, 1997). Wasserbedingte Epidemien sind wie bei *Yersinia* meist auf ungenügend geschütztes und unbehandeltes Trinkwasser zurückzuführen, da *Shigella* in gechlortem Wasser relativ schnell abstirbt. In den USA sind zwischen 1985 und 1994 insgesamt 17 Ausbrüche dokumentiert (CDC, 1996). Für die Jahre 1997 und 1998 wurde ein Fall mit 83 erkrankten und 4 hospitalisierten Personen beschrieben (Barwick et al., 2000).

In der Schweiz sind 1998 in La Neuveville 1600 Personen an akutem Brechdurchfall erkrankt. Bei den Patienten konnten *Shigella sonnei*, *Campylobacter jejuni* und zur Hauptsache SRSV (small round structured viruses) isoliert werden (Maurer und Stürchler, 2000; Häfliger et al., 2000). Die Ursache war eine Verunreinigung des Trinkwassers durch eine defekte Abwasseranlage in der engeren Schutzzone S2. Solche Anlagen sind allerdings in der engeren Schutzzone weder in der Schweiz noch in Deutschland zulässig.

Staphylococcus

S. aureus, *S. epidermis* und *S. saprophyticus* sind opportunistische Pathogene, die Infektionen der Haut auslösen können. Das Enterotoxin von *S. aureus* kann bei verunreinigten Nahrungsmitteln auch zu Durchfall und Erbrechen führen. Das Reservoir der Staphylokokken bilden Warmblüter und Abwasser. *S. aureus* kommt in der natürlichen Flora der menschlichen Haut und in Fäkalien vor. Die Übertragung der Keime erfolgt vor allem beim Baden, wo sie in Hautwunden, Augen und Ohren gelangen können. Verunreinigtes Wasser kann bei der Zubereitung von Nahrungsmitteln eine Bedeutung haben, da sich die Keime vermehren, Enterotoxine bilden und dadurch Erkrankungen auslösen können.

Bisher wurden keine wasserbedingten Fälle von Staphylokokken beschrieben. Die Keime haben aber in Spitälern durch die Antibiotikaresistenz an Bedeutung gewonnen und das Wasser könnte eine Übertragung solcher Stämme begünstigen (Geldreich, 1999).

Vibrio cholerae

Die Cholera wird durch das Bakterium *Vibrio cholerae* verursacht, das in verunreinigten Nahrungsmitteln und verschmutztem Trinkwasser vorkommt. Die Folge der Infektion ist eine Entzündung des Darmes mit starkem Brechdurchfall. Der stetige Flüssigkeitsverlust verursacht eine Austrocknung des Körpers und einen Mangel an Mineralien. Eine zu starke Dehydrierung kann zum Tod führen (Jütte, 1997; Daniel, 1998).

Die Cholera trat erst im 19. Jahrhundert von China her kommend in Europa auf. Die Sterblichkeitsrate lag damals bei 60 bis 80%. Bis zum Ersten Weltkrieg zählte man fünf Cholera-Pandemien in Europa (1830 bis 1838, 1847 bis 1858, 1865 bis 1875, 1884 bis 1896 und 1902 bis 1912) (Jütte, 1997). Cholera ist noch heute eine häufige infektiösen Erkrankung in sich entwickelnden Ländern und weltweit erkranken laut WHO ca. 581'000 Menschen pro Jahr wobei 18'000 an dieser Krankheit sterben (Daniel, 1998). Die Bedeutung des Trinkwassers als Überträger der Krankheit wurde bereits 1854 vom englischen Armenarzt John Snow schlüssig nachgewiesen. Schlechte Sanitärhygiene oder der Verzicht auf die Trinkwasseraufbereitung kann zu wasserbedingten Choleraausbrüchen führen, wie die Epidemie in Peru 1991 mit rund einer Million Erkrankten und 10'000 Toten aufgezeigt hat. Die Behörden hatten wegen der Angst vor Desinfektionsmittelnebenprodukten die Chlorung des Trinkwassers ausgeschaltet (Ford, 1999; Daniel, 1998).

Yersinia

Y. enterocolitica wurde erstmals 1939 isoliert und ist heute als Verursacher gastrointestinaler Erkrankungen beim Menschen bekannt. Betroffen sind vor allem Kinder unter 7 Jahren. Die Erkrankung tritt vorwiegend im Herbst und Winter auf, verursacht Fieber, Durchfall und Bauchkrämpfe und dauert rund zwei Wochen. Als Reservoir für *Y. enterocolitica* dienen Boden, Wasser und Tiere, bei denen das Bakterium zur natürlichen Darmflora gehören kann. Die Bakterien mit einem Durchmesser von 0,5 bis 0,8 µm und einer Länge von 1 bis 3 µm überleben im Wasser bis zu Temperaturen von minimal 0°C über einen längeren Zeitraum (Highsmith und Abshire, 1975; Schillinger und McFeters, 1978). Die Übertragung findet auf fäkal-oralem Weg statt. Verschiedene Nahrungsmittel wie Milch, Tofu, Sojasprossen und Schweinefleisch dienen als Vektoren (Andersen et al., 1991; Simonet und Catteau, 1997). In Deutschland sind humanpathogene Stämme von *Y. enterocolitica* die dritthäufigsten bakteriellen Erreger von Nahrungsmittelinfektionen (Ammon und Bräunig, 2002).

Wasserbedingte Epidemien sind relativ selten und dann eher bei unbehandeltem Trinkwasser aufgetreten, da *Y. enterocolitica* in chloriertem Wasser ähnlich schnell abstirbt wie *E. coli*. Der grösste mit Yersinia assoziierte Fall trat 1977 in Montana (USA) auf. Bei diesem Ausbruch konnte zwar kein klinischer Nachweis des Erregers in Stuhlproben erbracht werden. Die Analysen des unbehandelten Trinkwassers waren jedoch positiv für verschiedene Stämme von Yersinia (Fricker, 1999b).

Basierend auf einer serologischen und biochemischen Charakterisierung kommt eine Studie zum Schluss, dass Isolate von Yersinia aus Trinkwasseraufbereitungsanlagen keine gesundheitliche Signifikanz haben (Aleksic und Bockemühl, 1988). Im Gegensatz dazu konnte Trinkwasser in verschiedenen Fällen als Ursache für eine Erkrankung durch Yersinia beschrieben werden (Schiemann, 1990). Die Wahrscheinlichkeit jedoch, kleinere Ausbrüche von Yersinia zu entdecken, ist gering, da der Nachweis des Erregers relativ schwierig ist. Zudem gibt es keine Standards für die Detektion von Yersinia, weshalb diese fälschlicherweise auch als Coliforme beurteilt werden können (Fricker, 1999b).

Neu erkannte pathogene Bakterien

Pathogene *E. coli* (VTEC), *Mycobacterium avium* Complex und *Helicobacter pylori* wurden von der American Water Works Association als „emerging pathogens“ benannt. Von Seiten der Lebensmittelkontrollen sind die VTEC vor allem durch Erkrankungen nach dem Konsum von „Hamburgern“ bekannt. Im Rohwasser einer Karstquelle in der Nordwestschweiz konnten VTEC in Abhängigkeit der *E. coli* Konzentration nachgewiesen werden (Auckenthaler et al., 2002), womit wasserbedingte Ausbrüche auch in der Schweiz denkbar sind. *Mycobacterium avium* Complex und *Helicobacter pylori* konnten zwar im Wasser nachgewiesen werden, die Bedeutung dieser Befunde ist allerdings noch nicht geklärt. Die hier vorgestellten pathogenen Bakterien bilden nur eine kleine Auswahl. Dass in Zukunft noch weitere Keime an Bedeutung gewinnen könnten, zeigt eine Studie von Payment et al., 1991. In Haushalten, die Trinkwasser ohne auffällige mikrobiologische Verunreinigung (weder Indikatorkeime noch Pathogene) erhielten, wurden Umkehrosmosefilter eingebaut. Nach der Installation gingen die gastrointestinalen Erkrankungen gegenüber Kontrollhaushalten ohne Filter um 25% zurück.

Pathogene *E. coli*

Neben den harmlosen treten pathogene *E. coli* Stämme auf, die ernsthafte Infekte verursachen können. Diese Gruppe umfasst enteropathogene *E. coli* (EPEC), enterotoxische *E. coli* (ETEC), enteroinvasive *E. coli* (EIEC), enterohämorrhagische *E. coli* (EHEC), enteroaggregative *E. coli* (EAggEC) und diffuse adherierende *E. coli* (DAEC) (Burnens, 2001). Bei den letzten beiden Gruppen besteht heute kaum Information über deren Transmission (AWWA, 1999c), weshalb sie hier nicht weiter diskutiert werden. Den ersten vier Gruppen ist gemeinsam, dass sie alle Durchfall auslösen können. ETEC ist eine häufige Ursache der Reisediarrhoe. Die hitzestabilen Enterotoxine sind dem von *Vibrio cholera* gebildeten Toxin sehr ähnlich. EIEC verursacht eine ähnliche Erkrankung wie *Shigella*. EHEC gehört zu der Gruppe der verotoxinbildenden *E. coli* (VTEC), die seit 1977 bekannt sind. Die von ihnen produzierten Verotoxine Typus I und II haben eine Ähnlichkeit mit dem von *Shigella dysenteriae* produzierten Shiga-Toxin (Beutin, 1996).

Die Infektionsdosis von VTEC wird auf 10 bis 100 Keime geschätzt (Tschäppe, 2000; Willshaw et al., 1994). Rund 10% der Hauptrisikogruppen (ältere Menschen und Kleinkinder) entwickeln eine Woche nach dem Einsetzen der Durchfälle ein hämolytisch-urämisches Syndrom (HUS), das zu Nierenversagen führen kann (Su und Brandt, 1997). In 50% der HUS-Fälle wird eine Dialyse erforderlich, ca. 10 bis 30% der Erkrankungen enden mit einer terminalen Niereninsuffizienz (lebenslange Dialysepflicht, beziehungsweise vorzeitiger Tod der Patienten) (Beutin, 1996). Die Therapie der durch VTEC verursachten Durchfälle und des HUS ist rein symptomatisch. Antibiotika sind wirkungslos, da das Verotoxin zum Zeitpunkt der Erkrankung bereits in den Zellen gebunden ist (Meyers et al., 1998).

Als Reservoir der VTEC gelten Kälber und Rinder (Wilson et al., 1992) mit einer altersabhängigen Prävalenz von 23,7% bei Kälbern und 2,3% bei Kühen (Stephan et al., 2000). Die Überlebensfähigkeit der VTEC in Kälberfaeces kann mehr als 50 Tage, im Boden mehr als 130 Tage betragen (Maule, 2000). Die Übertragung findet über Fleischprodukte, unpasteurisierte Milch, rohes Gemüse und Wasser statt (Tschäppe, 1997). Wasserbedingte Epidemien durch pathogene *E. coli* wurden aus den USA, Japan und Ungarn beschrieben (Rice, 1999). Mitte 2000 erkrankten in Walkerton (Ontario, Kanada) 2000 Personen, deren Trinkwasser mit VTEC und *Campylobacter* verunreinigt war. Sechs Menschen starben im Spital an den Folgen der Erkrankung (CCDR, 2000). In der Schweiz konnten VTEC im Rohwasser einer Karstquelle, die zu Trinkwasserzwecken genutzt wird, nachgewiesen werden. Ab einer Konzentration von 300 *E. coli* pro 100 mL konnten praktisch in allen Proben VTEC nachgewiesen werden. (Auckenthaler et al., 2002, Raso, 2001). Die Desinfektion des Wassers mit Chlor ist bei pathogenen *E. coli* ebenso wirksam wie bei den harmlosen *E. coli* (Rice, 1999).

Helicobacter pylori

H. pylori ist ein bakterielles Pathogen, das den Magen und den oberen Gastrointestinaltrakt befällt und als wichtiges Agens für Gastritis genannt wird. Das Bakterium wurde erst 1983 erstmals bei Patienten entdeckt und als mögliche Ursache für Magengeschwüre erkannt. Die Übertragungswege sind noch nicht endgültig geklärt, doch scheint die fäkal-orale Route und die Übertragung durch das Wasser sehr wahrscheinlich. In einer Studie von 1998 in den USA wurden in 40% von 42 Oberflächengewässerproben und in 65% von 20 Grundwasserbrunnen mit geringer vertikaler Filterstrecke *H. pylori* gefunden. In einem kleinen Cluster von 10 Personen konnte auch ein Zusammenhang von *H. pylori* Infektionen und kontaminiertem Trinkwasser festgestellt werden (AWWA, 1999a). Neuere Untersuchungen zeigen, dass *H. pylori* durch Chlor rasch inaktiviert wird (Johnson et al., 1997). Weitere Untersuchungen

über die Prävalenz in unchloriertem Wasser und die Übertragungswege sind notwendig, um die gesundheitliche Bedeutung von *H. pylori* und die Rolle des Wassers als Vektor abklären zu können (Ford, 1999; AWWA, 1999a).

Mycobacterium avium Complex (MAC)

Mycobacterium avium Complex (MAC; z.B. *M. avium* und *M. intracellulare*) ist ein opportunistisches humanes Pathogen, das die Lunge infiziert und Husten, Müdigkeit, Gewichtsverlust und Nachtschweiss, ähnlich wie *M. tuberculosis* verursacht (LeChevallier, 1999). MAC sind ubiquitär in der Umwelt vorhanden und konnten im Boden, Hausstaub, Wasser (Abwasser, Oberflächengewässer, Grund- und Trinkwasser) sowie in Tieren nachgewiesen werden. Das Bakterium wächst in wenig sauerstoffhaltigem Wasser bei hohem Anteil an organischer Substanz und Zink. Die hydrophobe Zellwand begünstigt die Kolonisierung von Oberflächen und die Bildung von Biofilmen (AWWA 1999a). Die Übertragung über das Trinkwasser ist noch nicht ganz geklärt, jedoch deuten gastrointestinale Erkrankungen bei AIDS Patienten darauf hin, dass Nahrungsmittel oder das Wasser die Hauptübertragungswege sind (AWWA, 1999a). Der analytische Nachweis von MAC im Wasser ist schwierig und die Anzahl detektierter Keime abhängig von der verwendeten Methode. In Trinkwasserverteilnetzen konnten zwischen 0,08 und 0,14 CFU/100 mL (Haas et al., 1983) und 10 und 45'000 CFU/100 mL (Fischeder et al., 1991) gefunden werden. In der Schweiz konnten im Trinkwasser ebenfalls MAC nachgewiesen werden (pers. Komm. Ewald, 2001). Die meisten Spezies von *Mycobacterium* überleben eine Chlorkonzentration von 1 mg/L (LeChevallier, 1999), was eine Inaktivierung der Keime äusserst schwierig macht. *M. avium* und *M. intracellulare* wurden von der EPA (United States Environmental Protection Agency) in die Liste der möglichen Verunreinigungs-Kandidaten für eine gesetzliche Regelung aufgenommen (USEPA, 1998).

Biofilme und Filterverkeimung

Biofilme können sich unter anderem an den Innenwänden von Trinkwasserleitungen bilden. Sie entstehen durch die Kolonisierung der Oberflächen durch verschiedene Mikroorganismen, können eine Dicke von mehr als 100 µm erreichen und bilden eine schützende Umgebung unter anderem für pathogene Keime wie Legionellen und Pseudomonaden. Die Biofilmbildung wird erleichtert durch anorganisches und organisches Material, rauhe Oberflächen und Totenden in den Leitungsnetzen sowie durch erhöhte Temperaturen. Beim organischen Material ist insbesondere der AOC (assimilierbarer organischer Kohlenstoff) von Bedeutung, der teilweise bei der Aufbereitung von Trinkwasser mittels Ozon oder Chlor entstehen kann.

Aus dem Biofilm werden Bakterien ins Trinkwasser ausgetragen. Mit Desinfektionsmitteln lassen sich Biofilme nur schwer bekämpfen, da sie eine gallertartige äussere Schicht besitzen, die reaktive Produkte rasch absorbiert. Die Desinfektionsmittelresistenz im Biofilm nimmt gegenüber frei lebenden Mikroorganismen um das 150- bis 3000-fache zu (Fox und Reasoner, 1999). Für die Bekämpfung von Biofilmen ist Chloramin besser geeignet als Chlor, da es weiter in die Matrix des Filmes eindringen kann (vgl. Kap. Trinkwasseraufbereitung).

Legionella pneumophila

Legionellen kommen in der aquatischen Umwelt ubiquitär vor und besiedeln sowohl Oberflächengewässer und Grundwasser als auch Trinkwasserleitungsnetze, Hausinstallationen und



Abb. 3.4: *Legionella pneumophila* elektronenmikroskopische Aufnahmen (mit freundlicher Genehmigung, Tamara Fretz, Zentrum für Mikroskopie ZMB Bio-Pharmazentrum, Universität Basel)

Kühlwassersysteme. Die optimale Wachstumstemperatur liegt zwischen 35 und 45°C. Die von Legionellen verursachten Erkrankungen sind die Legionärskrankheit und das Pontiac Fieber. Die Legionärskrankheit löst in 1 bis 6% der Infektionen schwere Lungenentzündungen aus und kann zum Tod führen. Beim Pontiac Fieber ist die Erkrankungsrate nahezu 100%, die Krankheit ist jedoch selbstlimitierend, Todesfälle sind keine bekannt. Übertragen werden die beiden Krankheiten durch wasserhaltige Aerosole.

Weltweit gibt es immer wieder Ausbrüche von Legionellenerkrankungen. In den USA wird die Zahl Erkrankter auf jährlich 17'000 bis 23'000 Fälle geschätzt (Hall, 1999). Untersuchungen in der Schweiz haben vor allem in Alters- und Pflegeheimen sowie in Spitälern teilweise hohe Belastungen des Trinkwassers mit Legionellen aufgezeigt. Erkrankungen durch Legionellen sind in der Schweiz jedoch kaum erfasst und bekannt.

Legionellen können in Amöben überleben und sich in ihnen vermehren (Hall, 1999). Die Bekämpfung dieser Bakterien mittels Desinfektionsmitteln wie Chlor ist deshalb nur bedingt möglich und erst ab Konzentrationen von 1 bis 2 mg/L freiem Chlor gegeben. Wirkungsvoller ist die thermische Behandlung durch Erhitzen des Boilers über 60°C und Spülen der Hausinstallationen mit heissem Wasser (über 60°C). Sanitärinstallationen mit stagnierendem Wasser sollten vermieden werden. Luftbefeuchter und Klimaanlage (insbesondere in Alters-/Pflegeheimen, Spitälern etc.) bei denen Wasser versprüht wird, müssen regelmässig und fachlich korrekt gereinigt und desinfiziert werden. Nach Möglichkeit sind sie durch Systeme ohne Aerosolbildung zu ersetzen.

Pseudomonas aeruginosa

P. aeruginosa kommt ubiquitär vor und besiedelt unter anderem Oberflächengewässer, Grundwasser, Trinkwasser, in Behältnisse abgefülltes Wasser, Böden und Gemüse. Favorisierte Habitate sind Wasser-Luft Grenzflächen, wie sie beispielsweise in Sand- und Aktivkohlefiltern, Duschköpfen und Befeuchtern vorkommen. Konzentrationen von *P. aeruginosa* wurden im Abwasser mit 4200 CFU/mL (Highsmith und Abshire, 1975) im abgefüllten Wasser mit 0 bis 10 CFU/mL bei 2% positiven Befunden (Edberg et al., 1996) und beim Gemüse mit 10 bis 600 CFU/mL (Kominos et al., 1972; Correa et al., 1991) angegeben. Im Trinkwasser ist lediglich eine geringe Anzahl dieser Bakterien zu erwarten. Allerdings kann eine Vermehrung stattfinden (Hardalo und Edberg, 1997). Die optimale Wachstumstemperatur beträgt 15 bis 30°C (Geldreich, 1999). In Behältnissen abgefülltes

Trinkwasser darf in der Schweiz in 100 mL keine *P. aeruginosa* aufweisen (Anh. 2b, Nr. 31, HyV). Die Trinkwasserrichtlinie in der EG schreibt vor, dass 250 mL frei von *P. aeruginosa* sein müssen (Anh. 1 Teil A, EC, 1998). Für Trinkwasser im Verteilnetz gibt es in der Schweiz und in Deutschland keinen Toleranzwert.

Da *P. aeruginosa* ubiquitär vorhanden sind und man deshalb täglich mit einer grossen Anzahl in Kontakt kommt, sind keine speziellen Vektoren für ihre Verbreitung notwendig. Erkrankungen durch das opportunistische Pathogen treten jedoch selten auf, da praktisch nur Personen mit speziellen Immundefekten erkranken, wie z.B. Patienten mit Verbrennungen, grossen chirurgischen Eingriffen und Krebspatienten. In diesem Fall kann die Infektion rasch und tödlich verlaufen (Hardalo und Edberg, 1997; Geldreich, 1999).

Wasserbedingte Ausbrüche von *P. aeruginosa* sind praktisch keine bekannt. Ein Ausnahmefall stellt der Ausbruch in einer Säuglingsabteilung in einem Spital in den USA dar. Das Trinkwasser war durch Abwasser und Oberflächenwasser verunreinigt worden (Geldreich, 1999).

Viren

Bis vor 30 Jahren waren die Ursachen der nicht-bakteriellen Gastroenteritiden unbekannt, obwohl der amerikanische Kinderarzt, John Zahorsky bereits 1929 auf ein Syndrom hingewiesen hatte, das er "winter vomiting disease" nannte (Zahorsky, 1929). Die Ursache des Syndroms wurde erst bei der Abklärung eines Falles von 1969 in Norwalk (Ohio, USA) als virales Agens entdeckt und ist heute unter dem Begriff Norwalk-like Virus bekannt (Adler und Zickel, 1969; Kapikian et al., 1972).

Lebensmittelbedingte, virale Gastroenteritiden sind von zunehmender Bedeutung (Sackett et al., 1993) und mehrere Viren wurden als etiologisches Agens identifiziert. Nach WHO-Definition liegt ein lebensmittelbedingter Ausbruch vor, wenn zwei oder mehr Personen eine ähnliche Krankheit haben, nachdem sie das selbe Lebensmittel konsumierten oder aus dem Lebensmittel das krankmachende Agens isoliert wurde (Gerigk, 1993). Eine Übertragung über Nahrungsmittel und Wasser wurde dokumentiert für Enteroviren, Rotaviren, Astroviren und Norwalk-like Viren (Hedberg und Osterholm, 1993).

Die biologischen Erfordernisse des Eindringens der Viren in eine lebende Wirtszelle und die dortige Vermehrung macht sie zu obligaten Zellparasiten und Krankheitserregern. Das Auftreten von Viren im Trinkwasser ist deshalb stets mit einer Infektionsgefahr verbunden. Die Festsetzung eines Grenzwertes für Viren im Wasser ist daher problematisch, sie dürfen im untersuchten Wasservolumen überhaupt nicht nachweisbar sein (Botzenhardt, 2000). Die WHO schreibt denn in ihren 1993 überarbeiteten Trinkwasserrichtlinien für die Trinkwasserqualität auch vor, dass Rohwasser keine pathogenen Viren enthalten darf. Einfache Verfahren zur Aufbereitung von Trinkwasser, wie beispielsweise eine alleinige Desinfektion, können Viren nicht vollständig eliminieren.

Bisher sind in der Schweiz und in Deutschland erst wenige Grund- und Trinkwasseruntersuchungen auf Viren durchgeführt worden, da die Analytik neue, relativ aufwändige Verfahren bedingt und das Bewusstsein für die Übertragung dieser Krankheitserreger über das Wasser zum Teil noch wenig vorhanden ist. Die wenigen vorliegenden Untersuchungen zeigen aber verschiedene humanpathogene Viren im Abwasser, Oberflächengewässer und Grundwasser (Metzler et al., 1996; Hobbins et al., 2001; Häfliger et al., 2000). Die in diesem Teilkapitel beschriebenen Viren wurden nach ihrer Rolle als Krankheitserreger zusammengefasst. Die Tab. 3.3 gibt einen Überblick über mögliche wasserübertragbare Viren.

Tab. 3.4: Über Wasser übertragbare Viren und ihr Vorkommen im Grund- und Trinkwasser

Viren	Infektionsdosis [Anzahl Partikel]	Im Grundwasser oder Trinkwasser gefunden weltweit	Schweiz / Deutschland	Quelle
Astrovirus	1-10	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	unbekannt	Hermann, 1999; Walter, 2000; Botzenhart, 2000, Ford, 1999
Norwalk-like Virus (Synonyme: Human Calicivirus, Norwalk Virus, SRSV)	1	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	Hobbins, 1999; Gerba und Rose, 1990; Kukkula et al., 1999
Rotavirus	10-100	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	Grund- und Trinkwasser	Metzler et al., 1996; Botzenhardt, 2000; Abbaszadegan, 1999
Enterovirus: Poliovirus, Coxsackie A und B, Echovirus	5-10	Grund- und Trinkwasser	Grund- und Trinkwasser	Metzler et al., 1996; Walter, 2000, Gerba, 1999
Enterovirus Hepatitis-A-Virus	1-10	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	k.A.	Walter, 2000; Sobsey, 1999; Ford, 1999
Hepatitis-E-Virus	1-10	Grund- und Trinkwasser, Ausbrüche	k.A.	Walter, 2000; Sobsey, 1999; Ford, 1999

Erkrankungen des Verdauungstraktes

Viral bedingte gastrointestinale Erkrankungen, ausgelöst durch den Konsum von Nahrungsmitteln und Trinkwasser, sind weltweit von steigender Bedeutung. Obwohl Gastroenteritis in den entwickelten Ländern meist keine dramatischen Krankheitsverläufe zeigt, hat sie doch eine grosse ökonomische Relevanz. Jährlich werden Millionen von Arbeitsausfalltagen durch Befindlichkeitsstörungen in Folge dieser Infektionen verursacht. Astro-, Rota- und Norwalk-like Viren (NLV) zählen zu den wichtigsten Erregern von fieberigen Magen-Darmerkrankungen im Kindes- und Jugendalter (Walter, 2000), wobei während epidemischen Ausbrüchen wie beispielsweise in La Neuveville alle Altersgruppen betroffen sind (Häfliger et al., 2000). Die WHO schätzt die Zahl der jährlichen Todesfälle durch Darminfektionen auf 5 bis 18 Millionen weltweit. Bei rund 60% der Durchfälle, bei denen keine Bakterien oder Protozoen nachgewiesen werden können, werden virale Erreger vermutet.

Astrovirus

Die Astroviren gehören zur Familie der Astroviridae. Sie haben eine Grösse von 27 bis 32 nm und sind unter dem Elektronenmikroskop als sternförmige Gebilde erkennbar, was ihnen ihren Namen gegeben hat (Walter, 2000). Astroviren gehören zu den weltweit wichtigsten Durchfallerregern bei Kindern (Lüthi, 1997). Eine Untersuchung der Antikörper Prävalenz bei Kindern in Oxfordshire (UK) zeigte eine Zunahme von 4% in einem Alter von 6 bis 12 Monaten über 64% bei 3 bis 4-jährigen bis 87% bei 5 bis 10-jährigen (Kurtz und Lee, 1978). Die Symptome sind ähnlich wie bei Infektionen durch Rotaviren, nur verläuft die Krankheit

leichter und seltener mit Erbrechen. Die Erkrankungen treten ganzjährig auf, jedoch mit Spitzen während der kalten Jahreszeit.

Die Übertragung erfolgt fäkal-oral direkt oder indirekt via Erbrochenem, Nahrungsmitteln oder Wasser. Die Übertragung über das Wasser ist uneindeutig. Wasserbedingte Ausbrüche sind nicht dokumentiert (Hermann, 1999), jedoch wurde kontaminiertes Wasser als Ursache für Ausbrüche vermutet (Kurtz und Lee, 1987). Aufgrund der epidemiologischen Charakteristik kann davon ausgegangen werden, dass die Astroviren eine hohe Umweltresistenz besitzen. Mit den Fäkalien werden mindestens 10^6 Viruspartikel/g ausgeschieden. Damit ist die Virusübertragung durch Wasser und andere Umweltkompartimente wahrscheinlich (Walter, 2000).

Norwalk like Virus (NLV)

Die Systematik der NLV ist teilweise recht uneinheitlich. Sie werden als small round structured viruses (SRSV), Human Calicivirus (HuCV) und Norwalk-like Viren bezeichnet. Folgt man der Klassifikation des internationalen Komitees zur Taxierung der Viren, werden Norwalk Viren und Norwalk-like Viren in der Familie der Caliciviridae im Genus Calicivirus und der Spezies Human Calicivirus eingeordnet (Murphy et al., 1995). Die NLVs sind weltweit verbreitet und haben in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen. In den USA werden 66,6% aller lebensmittelbürtigen Erkrankungen allein auf NLV zurückgeführt (Mead et al., 1999). In England liegt die jährliche Inzidenz der Infektionen bei 12,5 von 1000 Personen (Wheeler et al., 1999) und in der Schweiz wird die Zahl der Infizierten pro Jahr auf 410'000 geschätzt (Baumgartner, 2001). Der Mensch ist neben Rindern und Schweinen das wichtigste Reservoir für NLV (Schwab, 1999; Hurst, 1999). Die Bedeutung einer zoonotischen Übertragung ist jedoch nach wie vor unklar.

Die Erkrankung führt bei Kindern typischerweise zu Erbrechen, bei Erwachsenen eher zu Durchfall (Hurst, 1999). Die Ausbrüche finden das ganze Jahr über statt, akzentuiert ist die Erkrankung allerdings in den Wintermonaten (AWWA, 1999b). Die Übertragung erfolgt fäkal-oral über Nahrungsmittel, Wasser und Erbrochenes (Aerosol) (KLBL, 1999). Die geringe Infektionsdosis von 10 bis 100 Viruspartikel und die hohe Infektiosität führen zu hohen Erkrankungsraten und sekundären Fällen bei Kontakt mit erkrankten Personen (Parashar, 2001).

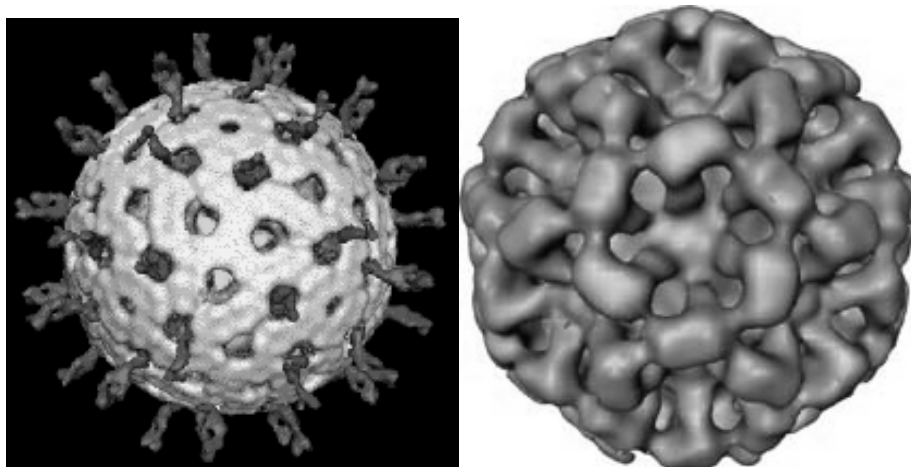


Abb. 3.5: Rotavirus (links), Norwalk like Virus (rechts) elektronenmikroskopische Aufnahme. (mit freundlicher Genehmigung von Dr. B.V.V. Prasad, Ph. D. Baylor Collage of Medicine, Houston, TX 77030)

Im Stuhl der infizierten und erkrankten Personen werden pro Gramm bis zu 10^{12} Viruspartikel mit einer Grösse von 30 bis 35 nm ausgeschieden (Walter, 2000). In der Umwelt sind die Viren für einige Tage stabil (Lüthi, 1997). In einer Studie in der Nordwestschweiz wurden NLV im geklärten Abwasser in 44%, im Oberflächenwasser in 48% und im Karstquellwasser in 4% der untersuchten Proben gefunden (Hobbins et al., 2001). Wasserbedingte Ausbrüche wurden in der Schweiz ebenfalls beschrieben. So konnten bei der Trinkwasserverunreinigung in La Neuveville mit rund 1600 Erkrankten NLV nachgewiesen werden (Häfliger et al., 2000). Ein zweiter Fall ist aus Küblis bekannt, als an der Jugendolympiade verunreinigtes, nicht aufbereitetes Grundwasser zur Herstellung isotonischer Getränke benutzt wurde. Hier erkrankten 1400 Personen. Die NLV wurden sowohl im Stuhl der Erkrankten als auch im Trinkwasser festgestellt (Lüthi und Beuret, 2001, Baumgartner, 2001). Eine weitere NLV-Epidemie mit rund 650 Erkrankten ist 2001 in zwei Gemeinden des Kantons Zürich, vermutlich durch kontaminiertes Trinkwasser, aufgetreten. Die NLV konnten zwar lediglich in den Stuhlproben der Patienten, nicht aber im Trinkwasser nachgewiesen werden. Der Ausbruch korreliert zeitlich allerdings mit dem Ausfall der Desinfektion bei der Trinkwasseraufbereitung (Fretz, 2001). In den USA hat die CDC (Center of Disease Control) zwischen 1996 und 2000 3% aller NLV Fälle auf Wasser zurückführen können (Parashar, 2001).

Rotaviren

Die Rotaviren gehören zur Familie der Reoviridae. Es werden sechs Gruppen A bis F unterschieden, wobei nur die Gruppen A, B und C für den Menschen infektiös sind. In Europa und den USA werden die meisten Rotavirus Infektionen durch die Gruppe A verursacht. Die Viren haben eine Grösse von 65 bis 75 nm, sind resistent gegen tiefe und hohe pH-Werte und können für mehrere Wochen im Wasser persistieren (Abbaszadegan, 1999; Nadal, 2001).

Rotaviren verursachen weltweit am häufigsten schwere Durchfallerkrankungen und werden jährlich für eine Million Todesfälle verantwortlich gemacht (Walter, 2000). Praktisch jedes Kind bis zum Alter von vier Jahren erkrankt einmal an dem Virus. Wie Studien in der Schweiz zeigen, werden bei 22 bis 43% der wegen (Brech-)Durchfall hospitalisierten Kinder Rotaviren festgestellt. Rotaviren sind in Deutschland die häufigsten viralen Erreger. Im Jahr 2001 wurden 47'485 Gastroenteritiserkrankungen registriert (Ammon und Bräunig, 2002). In den USA wird die Zahl der jährlich erkrankten Kinder auf 3,5 Millionen geschätzt. Die Infektionen treten in den Wintermonaten gehäuft auf. Die Übertragung erfolgt fäkal-oral (Abbaszadegan, 1999; Nadal, 2001).

Die Infektionsdosis ist sehr tief, ein einziges Viruspartikel kann bei einem empfänglichen Individuum eine Infektion auslösen. Dies führt unter anderem dazu, dass ausgehend von einer betroffenen Person, die Erkrankung oft auf andere Familienmitglieder übertragen wird (Lüthi, 1997).

Die infizierten Personen scheiden pro Gramm Stuhl 10^{10} bis 10^{12} infektiöse Viruspartikel aus (Walter, 2000). Im Abwasser und im belastetem Oberflächengewässer können die Viren deshalb auch häufig nachgewiesen werden (Botzenhardt, 2000). In der Schweiz konnten im Abwasser, in Flüssen und Seen und im Grundwasser Rotaviren in 68% der Proben festgestellt werden (Metzler et al., 1996). In den USA wurden zudem verschiedene wasserbedingte Ausbrüche beschrieben mit Erkrankungsraten unter Erwachsenen von über 43% (Abbaszadegan, 1999).

Erkrankungen des Zentralnervensystems

Poliomyelitis (Kinderlähmung) ist seit dem Altertum bekannt. Die Krankheit gewann zu Beginn des 20. Jahrhunderts an Bedeutung, als sie jeweils im Sommer und Herbst epidemisch auftrat. Nach der Entwicklung der Poliovirus-Vakzine und grossangelegten Impfprogrammen ist die Krankheit in der westlichen Hemisphäre seit fünf Jahren nicht mehr aufgetreten (AWWA, 1999b). Heute spielen vor allem die anderen Enteroviren eine Rolle, die Symptome über den Gastrointestinaltrakt hinaus auslösen und Erkrankungen des Zentralnervensystems verursachen können.

Enteroviren

Die Enteroviren gehören zur Familie der Picornaviridae. Diese kleinsten animalen Viren mit einer Grösse von lediglich 22 bis 30 nm haben eine hohe Persistenz und können auch bei ausserordentlichen Umweltbedingungen über einen längeren Zeitraum infektiös bleiben (AWWA, 1999b). Im Grundwasser wurden Überlebenszeiten bis zu 81 Tagen gemessen (Botzenhardt, 2000). Die Enteroviren schliessen die Typenspezies Poliovirus 1, 2, 3, Coxsackievirus A1-A 22+24, Coxsackievirus B1-6 Echovirus 1-9, 11-27, 29-34 und Enterovirus 68-71 ein. Sie haben weltweite Verbreitung (Walter, 2000). Die verursachten Erkrankungen können von einer gewöhnlichen Grippe über Meningitis, Enzephalitis bis zu Schäden des zentralen Nervensystems (Poliomyelitis) reichen. Ergebnisse aus verschiedenen Studien zeigen, dass die minimale infektiöse Einheit bei Enteroviren bei 5 bis 10 Viruspartikeln liegt (Walter, 2000).



Abb. 3.6: Poliomyelitis: Die Muskulatur des rechten Beines des Mannes auf der Darstellung der ägyptischen Stele ist zurückgebildet (mit freundlicher Genehmigung, Oliver Ocasek Regional Medical Library Northern Ohio Universities, Collage of Medicine)

Tab. 3.4: Krankheitsbilder der Enteroviren (nach Gerba, 1999; Walter, 2000; Botzenhardt, 2000)

Spezies	Anzahl Serotypen	Krankheitsbilder
Poliovirus, Typen 1-3	3	Poliomyelitis (spinale Kinderlähmung), Aseptische Meningitis, Fieber
Coxsackievirus, Gruppe A, Typen 1-24	24	aseptische Meningitis, Herpangina, Hand-, Fuss- und Mundkrankheit, Atemwegserkrankungen „gewöhnliche Grippe“, akute hämorrhagische Konjunktivitis
Coxsackievirus, Gruppe B, Typen 1-6	6	aseptische Meningitis, fatale Neugeborenenkrankheit, Pleurodynie oder Bornholmerkrankheit (Teufelsgriff), Myocarditis (Herzmuskelentzündung), infektiöse Perikarditis (Herzbeutelentzündung)
Echovirus, Typen 1-34	34	aseptische Meningitis, fieberhafte Erkrankungen, Hautausschläge, Atemwegserkrankungen
Enterovirus 68-71	4	Paralysen, aseptische Meningitis, Hand-, Fuss- und Mundkrankheit, akute hämorrhagische Konjunktivitis

Der Mensch bildet das einzige bekannte Reservoir für Enteroviren. Die Übertragung erfolgt fäkal-oral oder respiratorisch (Gerba, 1999). Die Enteroviren vermehren sich im Darmepithel, wie der Name besagt, und sind daher im Stuhl und im Abwasser nachweisbar (Botzenhardt, 2000). Die Konzentration der Viren ist in den gemässigten Breiten im Spätsommer und Herbst im Abwasser erhöht. In den USA wurde die durchschnittliche Konzentration im Abwasser mit 7000 Viruspartikeln /L angegeben. Die Coxsackieviren sind die am häufigsten im Wasser und Trinkwasser gefundenen Enteroviren (Gerba, 1999). In der Schweiz konnten im Abwasser, in Flüssen und Seen und im Grundwasser Enteroviren in über 50% der Proben nachgewiesen werden (Metzler et al., 1996).

Wasserbedingte Krankheitsausbrüche sind nicht schlüssig dokumentiert. Einige trinkwasserbedingte Ausbrüche wurden mit Enteroviren in Zusammenhang gebracht, leider fehlten aber die epidemiologischen Abklärungen (Gerba, 1999).

Infektiöse Leberentzündungen (Hepatitis)

Die Hepatitis ist eine Entzündung der Leber, die durch verschiedene Viren hervorgerufen werden kann. Die Gelbsucht ist bereits seit Hippokrates, 700 Jahre vor Christus bekannt. Seit den 40er Jahren wurden mehrere Viren als Erreger von Leberentzündungen nachgewiesen. Zwei davon, Hepatitis-A-Virus und Hepatitis-E-Virus, können über das Wasser übertragen werden.

Hepatitis-A-Virus

Der Hepatitis-A-Virus (HAV) gehört zur Familie der Picornaviridae und hat eine weltweite Verbreitung. In den USA wird die Zahl der HAV Infektionen mit 20'000 bis 30'000 pro Jahr angegeben. Die effektive Inzidenz könnte aber um den Faktor 2 bis 10 höher liegen (AWWA, 1999b). Die durch HAV ausgelösten Schäden der Leberzellen sind wahrscheinlich auf die Reaktion des Immunsystems zurückzuführen und nicht primär durch das Virus verursacht. Die Symptome wie Übelkeit, Erbrechen, Schüttelfrost, Fieber und Braunfärbung des Urins dauern meist vier Wochen. Die Mortalität ist kleiner als 0,3% (Sobsey, 1999). Bei Kindern

verläuft die Krankheit in der Regel gutartig, bei Erwachsenen ab 50 Jahren sind zunehmend schwerere Krankheitsverläufe zu erwarten (Walter, 2000). Die Leberschäden sind reversibel und nach Verschwinden des Virus ist die Heilung vollständig (Sobsey, 1999).

Als Reservoir des HAV dient der Mensch. Die fäkal-orale Übertragung der Viren über das Wasser ist wichtig, die meisten Fälle werden aber über kontaminierte Nahrungsmittel und von Person zu Person verursacht.

Infizierte Personen scheiden im Stuhl bereits vor dem Ausbrechen der Krankheit 10^6 bis 10^9 Viruspartikel /g aus. Die 27 bis 30 nm grossen Viren haben eine hohe Persistenz in der Umwelt und können über vier Monate im Boden oder Wasser überleben (AWWA, 1999b). Sie weisen zudem eine hohe Resistenz gegenüber Desinfektionsmitteln auf (Walter, 2000).

In den USA wurden zwischen 1946 und 1980 mehr als 20% aller wasserbedingten Erkrankungen durch HAV verursacht. Zwischen 1989 und 1992 wurden vier Fälle registriert, die auf Fehler bei der Trinkwasseraufbereitung und verunreinigtes Grundwasser zurückzuführen waren (AWWA, 1999b; Sobsey, 1999).

Hepatitis-E-Virus

Hepatitis-E-Virus (HEV) gehört zu der Familie der Caliciviridae. Diese 22 bis 34 nm grossen Viren wurden erst 1980 entdeckt und haben keine Verwandtschaft zu einem bisher bekannten Hepatitisvirus (Walter, 2000). Das Krankheitsbild von HEV ist demjenigen von HAV sehr ähnlich. Auffallend ist allerdings die hohe Sterblichkeit von schwangeren Frauen insbesondere im dritten Drittel der Schwangerschaft von 15 bis > 20% (Hurst, 1999).

Die Übertragung erfolgt in der Regel fäkal-oral über kontaminiertes Trinkwasser. Mensch-zu-Mensch Kontakt spielt normalerweise keine Rolle (Sobsey, 1999). Neben mehreren Primatenarten kann HEV auch Hausschweine infizieren, so dass diese Tiere als Virusreservoir für Epidemien eine wichtige Rolle spielen können (Lemon, 1995). In der Umwelt sind HEV weniger resistent als HAV.

HEV kommen vor allem auf dem Indischen Subkontinent, Asien, Nordafrika, Mittelamerika und Osteuropa vor (Sobsey, 1999). In den tropischen Ländern ist HEV unter jugendlichen Erwachsenen für über 50% der akuten Hepatitiden verantwortlich. In Europa hingegen wird mit einer Erkrankungsrate von 1,5 bis 3% gerechnet (Walter, 2000).

Protozoen

Etwa ein Viertel bis ein Drittel aller Protozoen sind Parasiten. Diese leben auf oder in einem Wirt und schädigen ihn mehr oder weniger. Die meisten parasitären Protozoen besitzen wie die Bakterien bei optimalen Verhältnissen eine hohe Teilungsrate, was zu einem Massenbefall des Wirtes führt. Im Gegensatz zu Bakterien besitzen Protozoen einen durch eine Kernmembran vom Zytoplasma der Zelle abgegrenzten Zellkern, der die genetische Information enthält. Der Lebenszyklus der Protozoen kann über mehrere Entwicklungsstadien mit sexuellen und asexuellen Stufen führen. In die Umwelt gelangen oft resistente Zysten, Oozysten oder Sporen, die relativ lange überleben können (Hiepe, 1983). Diese Dauerstadien sind sehr resistent gegenüber der Desinfektion von Wasser und meist nur durch Filtration zu eliminieren (siehe dazu Kap. Trinkwasseraufbereitung).

Bei der Auswahl der untenstehend eingehender beschriebenen Protozoen handelt es sich um Pathogene, die in letzter Zeit an Bedeutung gewonnen haben, oder die als „emerging Pathogenes“ eingestuft wurden und in Zukunft Probleme verursachen könnten. Erkannt

Tab. 3.5: Überblick ausgewählter Protozoenarten, die als Pathogene erkannt wurden und bereits grössere Ausbrüche verursacht haben.

Protozoen	Infektionsdosis [Anzahl]	Vorkommen im Wasser weltweit	Schweiz / Deutschland	Quelle
<i>Cryptosporidium parvum</i>	1-30 Oozysten	weltweit verbreitet, grössere Ausbrüche	Oberflächengewässer, Grund- und Trinkwasser, keine Ausbrüche bekannt	Metzler et al., 1996; MacKenzie et al., 1994; Ford, 1999; Auckenthaler, 2002
<i>Entamoeba histolytica</i>	10-100 bis 2000 – 4000 Zysten	weltweit, vor allem wenig entwickelte Länder, Ausbrüche	k.A.	Rose und Yates, 1995; Eckert, 1993
<i>Giardia lamblia</i>	1-10 Zysten	weltweit verbreitet, Ausbrüche	Trinkwasser be- dingter Ausbruch in Deutschland, Oberflächen- gewässer	Gornik et al., 2001; Ford, 1999; Metzler et al., 1996; Regli et al., 1996
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	unbekannt	weltweit verbreitet, wasserassoziierte Ausbrüche	k.A.	Ortega, 1999; AWWA, 1999b
Microsporidien (z.B. <i>Enterocytozoon bienersi</i>)	unbekannt	weltweit, ubiquitär, wasserassoziiert, Oberflächengewässer, Trinkwasser	k.A.	AWWA, 1999b
<i>Toxoplasma gondii</i>	unbekannt, ca. 250	wasserbedingter Ausbruch in Kanada	k.A.	Isaac-Renton et al., 1998

wurden einige Protozoen, wie zum Beispiel *Cryptosporidium*, erst im Zusammenhang mit AIDS Patienten. Aufgrund der Immuninsuffizienz der Patienten kann es zu schweren Infektionen kommen oder sogar zum Tod führen. Medikamente zur Behandlung einer Cryptosporidiose sind bis heute nicht vorhanden (Pontius, 1995).

Bekannte pathogene Protozoen

Cryptosporidium parvum, *Giardia lamblia* und *Entamoeba histolytica* verursachen jährlich weltweit mehr als eine Milliarde Infektionen, von welchen eine erhebliche Menge wasserbedingt sind (Smith und Lloyd, 1996; Eckert, 1993). Bis vor kurzem war Giardiasis die Hauptursache wasserbedingter Ausbrüche (Marshall et al., 1997). In den USA wird deren Zahl auf 60% geschätzt (Bennet et al., 1987). Mittlerweile wurde *Giardia* von *Cryptosporidium* an der Spitze der Anzahl Ausbrüche abgelöst (Morris und Levin, 1995) und die Häufigkeit der Cryptosporidiosen nimmt sowohl in entwickelten als auch in weniger entwickelten Ländern zu (zit. Ford, 1999). *E. histolytica* verursacht vor allem bei niedriger Sanitärhygiene Probleme. In wenig entwickelten Ländern können bis zu 72% der Bevölkerung von der Erkrankung betroffen sein (Rose und Yates, 1995).

In der Schweiz und in Deutschland wurden vor allem die Microsporidien als mögliche Pathogene erkannt. In Oberflächengewässern, Grund- und Trinkwasser konnten die Oozysten nachgewiesen werden (Metzler et al., 1996; Svoboda et al., 1999; Exner et al., 2001). *Giardia* konnte ebenfalls in Oberflächengewässern bestimmt werden, die Verbreitung und damit die Bedeutung in der Schweiz und Deutschland sind allerdings noch unklar.

Cryptosporidium spp.

Cryptosporidium ist ein coccidischer Parasit mit einer weltweiten Ausbreitung (Girdwood, 1995). Humane Infektionen von *Cryptosporidium* wurden erstmals 1976 dokumentiert (Nime et al., 1976) und wasserbedingte *Cryptosporidiosen* sind erst seit 1984 bekannt (D'Antonio et al., 1985). Seither sind mehrere Epidemien vor allem in den USA und England beschrieben worden (Lisle und Rose, 1995), von denen die bekannteste diejenige von 1993 in Milwaukee (Wisconsin, USA) mit über 400'000 Erkrankten ist (MacKenzie et al., 1994).

Wichtige Erregerreservoirs für *C. parvum* sind vor allem Kälber, doch kommen auch viele andere Haus- und Wildtiere in Betracht (Schleupen, 1996). Aufgrund unterscheidbarer Merkmale, wie Virulenz und genetische Marker, geht man heute davon aus, dass die Art *C. parvum* nicht einheitlich ist. Es wurden Stämme beschrieben, die möglicherweise nur beim Menschen vorkommen, während andere Stämme tatsächlich zwischen Menschen und Tieren zirkulieren können (Morgan et al., 1997; Pozio et al., 1992). In Australien werden die meisten Erkrankungen durch den humanen Genotyp von *C. parvum* verursacht (Morgan et al., 1997). In England und der Schweiz hingegen scheint eher der bovine Genotyp von *C. parvum* für die Erkrankungen verantwortlich zu sein (McLauchlin et al., 1999; Fretz et al., 2002).

Während der Krankheit werden bis zu 10^{10} Oozysten mit einer Grösse von ca. 5 µm mit dem Kot ausgeschieden, wie bei Kälbern festgestellt werden konnte (Metzler und Tabisch, 1997). Die Übertragung erfolgt auf fäkal-oralem Weg via Mensch-Mensch, Tier-Mensch oder über die Aufnahme von kontaminiertem Wasser (Pontius, 1995). Die Infektionsdosis bei gesunden erwachsenen Menschen beträgt rund 30 bis 130 Oozysten (DuPont et al., 1995; Pontius, 1995) wobei bereits bei einer Oozystenkonzentration von 0,1 bis 0,3/L und einem angenommenem Konsum von 2 L/Tag mit dem Auftreten epidemischer Krankheitsfälle gerechnet werden muss (LeChevallier und Norton, 1995). Die Krankheit äussert sich in wässriger Diarrhoe, die 2 bis 14 Tage nach der Exposition auftritt und 1 bis 26 Tage dauern kann. Bei immuninsuffizienten Personen kann eine Infektion zu einem chronischen Krankheitsverlauf mit schweren choleraähnlichen Diarrhöen und weiteren Symptomen führen (Girdwood, 1995). Die Prävalenzrate in der europäischen Bevölkerung liegt bei 2 bis 3% (Eckert, 1993). Eine Studie aus den USA zeigt Prävalenzraten von bis zu 58% bei jungen Erwachsenen (Kuhls et al., 1994).

Die Oozysten von *C. parvum* sind sehr umweltresistent und bleiben in kühlem Wasser monatelang lebensfähig. In der Schweiz konnten Oozysten in Oberflächengewässern (Regli, 1994), in Karstquellwasser (Schweizer und Metzler, 1997) und im Grundwasser (KLBL, 1999) nachgewiesen werden. Detaillierte Studien über das Vorkommen von *C. parvum* in einem Karstgebiet haben gezeigt, dass die Konzentration der Oozysten im Rohwasser von Regenereignissen abhängig sein kann (Auckenthaler et al., 2002). Die Oozysten konnten auch im Trinkwasser aus demselben Studiengebiet nach einer Aufbereitung mit Flockung, Sedimentation, Schnellsandfiltration und Chlorung nachgewiesen werden (Svoboda et al., 1999).

Entamoeba histolytica

E. histolytica ist weltweit verbreitet und tritt vor allem in Gebieten mit schlechten sanitären Einrichtungen auf. Bevor *E. histolytica* und *E. dispar* nicht unterschieden werden konnten, nahm man an, dass rund 10% der Weltbevölkerung mit Amöbiasis infiziert seien. In den USA ist *E. dispar* möglicherweise viel häufiger verbreitet als *E. histolytica* (Keene, 1999). Die Infektion mit *Entamoeba* verläuft denn auch meist asymptomatisch (Girdwood, 1995), was in vielen Fällen auf die harmlose Form *E. dispar* zurückzuführen sein könnte (Keene, 1999). Bei niedrigem Hygienestandard können jedoch bis zu 72% der Bevölkerung von *E. histolytica*

betroffen sein (Rose und Yates, 1995). Das Krankheitsbild von *E. histolytica* zeigt sich in ulzerativen Dickdarmläsionen, Abszessen in der Leber und selten auch in Veränderungen anderer Organe (Eckert, 1993). Die Inkubationszeit beträgt zwischen 7 und 10 Tagen und einigen Jahren bis die ersten Symptome der Krankheit auftreten (Girdwood, 1995).

Die Übertragung der 10 bis 20 µm grossen sphärischen Zysten erfolgt über den fäkal-oralen Weg durch Nahrungsmittel und Trinkwasser. Die Infektionsdosis ist tief. In einer Studie konnten mit 2000 bis 4000 Zysten 100% von 42 Freiwilligen infiziert werden (Keene, 1999). Die Zysten bleiben in Fäzies, Wasser und Erde bei 10°C etwa einen Monat infektiös. Das einzige relevante Erregerreservoir ist der Mensch (Eckert, 1993). Wasserbedingte Ausbrüche sind selten. In den USA wurde zwischen 1971 und 1994 nur ein trinkwasserbedingter Ausbruch beschrieben (Rose und Yates, 1995).

Giardia lamblia

G. lamblia wurde 1960 als humanpathogen erkannt (Boch und Supperer, 1983) und gehört zu den fakultativ pathogenen Parasiten, das heisst eine Infektion muss nicht zu einer Erkrankung führen und es gibt stille Ausscheider der Giardia Zysten. Die Infektionsdosis ist sehr niedrig, bereits 1 bis 10 Zysten können eine Infektion auslösen (Rose und Botzenhardt, 1990). Die Aufnahme der Zysten erfolgt fäkal-oral durch die Aufnahme von kontaminierten Nahrungsmitteln oder kontaminiertem Wasser (Eckert, 1993), wobei der Übertragung durch das Wasser eine besonders grosse Bedeutung zukommt (Bennet et al., 1987). In den USA, Australien und England gilt *Giardia lamblia* als häufigste Ursache für Durchfallerkrankungen und weltweit als häufigster Darmparasit beim Menschen (zit. Schleupen, 1996). Gemäss den Berechnungen der EPA (Environmental Protection Agency in den USA) darf das Trinkwasser im Jahresmittel nicht mehr als 0,7 Zysten pro 100'000 L enthalten, um das jährliche Erkrankungsrisiko auf maximal 1:10'000 bei einer täglichen Aufnahme von 2 L pro Person beschränken zu können (Botzenhardt, 1994).

Die Prävalenzrate von *Giardia lamblia* liegt in der europäischen Normalbevölkerung bei 3 bis 4% und in Entwicklungsländern bei mehr als 50% (Eckert, 1998). Mögliche Reservoirwirte können Wiederkäuer, Hunde, Katzen, Biber, Bisam und Nager sein. In einer Veterinärstudie in der Schweiz konnten bei Giardia-Infektionen von 26% Kälbern, 30% Schaflämmern, 6,5% Hunden und 5,3% Katzen Zysten im Kot nachgewiesen werden (Eckert et al., 1990).

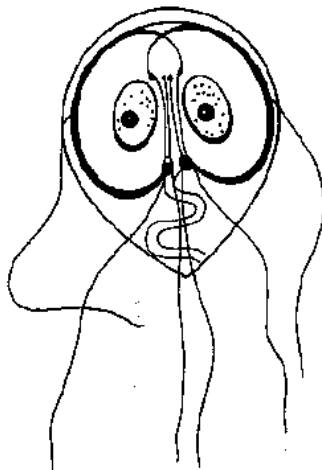


Abb. 3.7: Giardia Trophozoit, die Länge beträgt rund 12 bis 15 µm und der Durchmesser 6 bis 8 µm (www.taurangawater.govt.nz)

Die Persistenz der Zysten mit einer Länge von 10 bis 15 µm und einer Breite von 7 bis 10 µm in der Umwelt, die grosse Anzahl an ausgeschiedenen Zysten und das breite Wirtsspektrum führen dazu, dass *Giardia lamblia* lange in der Umwelt überleben kann (Rose und Botzenhardt, 1990). In der Schweiz konnten Zysten in Oberflächengewässern (Metzler et al., 1996) und bei einer privaten Trinkwasserversorgung nachgewiesen werden (Regli et al., 1996). In Deutschland ist im Jahr 2000 ein erster dokumentierter Giardiasausbruch in einer Wasserversorgung einer Ortsgemeinde des Landes Rheinland-Pfalz aufgetreten. Das zur Trinkwassergewinnung genutzte Quellwasser war durch Oberflächenwasser verunreinigt worden (Gornik et al., 2001).

Mögliche zukünftige pathogene Protozoen

Cyclospora cayetanensis, Microsporidien und *Toxoplasma gondii* sind in den USA als mögliche zukünftige Pathogene erkannt worden (AWWA, 1999b). Deren Übertragung über das Wasser und die Bedeutung für die Trinkwasserversorgung wird momentan abgeklärt. Ein erster wasserbedingter Ausbruch von *C. cayetanensis* wurde in Nepal unter britischen Soldaten festgestellt. *Toxoplasma gondii* hat kürzlich in Kanada zu einer kleineren Epidemie geführt (Isaac-Renton et al., 1998). Die grössere Gruppe der Microsporidien wurden erst in Oberflächenwässern nachgewiesen. Die hier vorgestellten „emerging pathogens“ stellen nur eine Auswahl weiterer möglicher, in naher oder ferner Zukunft über das Trinkwasser verbreiteter, pathogener Protozoen dar.

Cyclospora cayetanensis

Cyclospora cayetanensis wurde erst 1979 von Ashford, 1979 zum ersten Mal beschrieben. Bis heute sind tausende von Humaninfektionen vor allem aus wärmeren Ländern bekannt und *C. cayetanensis* wird heute als möglicher wasserbedingter „emerging pathogen“ gesehen. Der Lebenszyklus des Parasiten und die Epidemiologie sind noch weitgehend unbekannt (Girdwood, 1995). Die Krankheitssymptome von *C. cayetanensis* sind ähnlich wie diejenigen von *Cryptosporidium parvum*, ausser dass sie häufig unterbrochen aber länger andauernd sind. Die Grösse der Oocysten von *C. cayetanensis* mit 8 bis 10 µm unterscheiden sich wenig von denjenigen von *C. parvum* mit 4 bis 6 µm, was zu Verwechslungen der beiden Protozoen bei der Abklärung von Erkrankungen führen kann (Sterling, 1995).

Die Oocysten von *Cyclospora* sind umweltresistent. Nur sporulierte Oocysten sind infektiös. Die Sporulation ist temperaturabhängig und dauert bei 25°C rund zwei Wochen, bei 4°C bis zu 4 bis 6 Monaten. Während dieser Zeit müssen die Oocysten in einer feuchten Umgebung sein, was auf eine wasserbedingte Übertragung und die fäkal-orale Route hindeutet (Sterling, 1995).

Ausbrüche wurden ausgelöst durch den Verzehr von rohen Früchten (MMWR, 1996), Basilikum (MMWR, 1997) und Wasser (AWWA, 1999b). In den Jahren 1996 und 1997 fand in Nordamerika ein Cyclosporiasis Ausbruch statt, der auf Himbeeren aus Guatemala zurückzuführen ist. Als Ursache gilt höchst wahrscheinlich fäkal verunreinigtes Wasser, das zur Applikation von Fungiziden benutzt wurde (Bern et al., 1999). Eine wasserbedingte Übertragung von *Cyclospora* ist von britischen Soldaten in Nepal und aus einem Krankenhaus in Chicago, USA bekannt (AWWA, 1999b). Flusswasseruntersuchungen in Guatemala zeigten bei einer Belastung mit *E. coli* von 5×10^5 bis 2×10^7 pro 100 mL eine Anzahl von rund 15'000 *Cyclospora* Oozysten (Bern et al., 1999).

Microsporidia

Die Ordnung Microsporidia umfasst rund 20 Familien, 100 Gattungen und Hunderte von Spezies. Die Microsporidien sind ubiquitär vorhanden. Etwa 12 Spezies sind als humanpathogen bekannt (Cali, 1999). Mehreren dieser Protozoenarten wurde in letzter Zeit, wegen hohen Infektionsraten bei AIDS PatientInnen, vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt. Sie sind obligate Zellparasiten mit typischem Sporenstadium und bei einer Grösse von 1 bis 5 µm relativ klein. (Eckert, 1993). Es wurden Koinfektionen mit *Cryptosporidium* festgestellt. Das Krankheitsbild zeigt sich in chronischem Durchfall. Microsporidien können aber auch Augen, Leber, Herz, Nieren und zentrales Nervensystem befallen. Die Sporen werden von Mensch-zu-Mensch oder auf fäkal-oralem Weg übertragen (Weidner, 1991). Trinkwasser wird als potentieller Übertragungsweg angesehen, da einzelne Spezies in der Umwelt, insbesondere in kaltem Wasser bis zu mehreren Wochen und Monaten überleben können (AWWA, 1999b). Potentiell pathogene Microsporidien wurden aus Oberflächengewässern isoliert (Sparfel et al., 1997).

Es bestehen bisher noch sehr wenige Informationen über die Verbreitung der Microsporidien im Wasser, da geeignete Analysemethoden fehlen, um die Prävalenz in Rohwasser und aufbereitetem Wasser zu bestimmen. Die American Water Works Association sieht die Microsporidien als „emerging pathogens“ mit einer mittleren Priorität für die Wasserversorgungen (AWWA, 1999b).

Toxoplasma gondii

T. gondii kommt weltweit vor und infiziert praktisch alle warmblütigen Wirte. Toxoplasmose ist eine der am meisten verbreiteten Humaninfektionen. Die Krankheit verläuft bei Erwachsenen oft asymptomatisch. Eine Infektion von Geburt an kann bei Kindern zu mentaler Retardation, Verlust des Sehvermögens, Hörschwäche und zum Tod führen (Dubey, 1999). Die Infektionsdosis beim Menschen ist nicht genau bekannt. In Mäusen konnte eine letale Dosis von 250 Oozysten ermittelt werden (Isaac-Renton et al., 1998). Das Reservoir der 10 bis 12 µm grossen Oozysten sind Wild- und Hauskatzen (Dubey, 1999). Die Oozysten sind sehr umweltresistent und widerstehen hohe Chlorkonzentrationen.

Ein wasserbedingter Ausbruch von *T. gondii* ist aus British Columbia, Kanada bekannt. Die epidemiologische Auswertung des Falles zeigte zwei Cluster von Personen, die wahrscheinlich während zwei Niederschlagsereignissen erkrankten. Die Aufbereitung des trüben Wassers erfolgte lediglich mit einer Chlorung. In den Wasserproben konnten keine *T. gondii* nachgewiesen werden. Die Proben wurden allerdings erst 12 Wochen nach dem Ausbruch erhoben (Isaac-Renton et al., 1998).

Schlussfolgerungen

Wasserbedingte Infektionskrankheiten, ausgelöst durch verschiedene pathogene Keime kommen weltweit vor und verursachen jährlich Millionen von Erkrankungen mit grossen sozialen und ökonomischen Folgen. Auch in der Schweiz und in Deutschland können im Rohwasser und teilweise auch im Trinkwasser mikrobielle Krankheitserreger festgestellt werden. Diese als „emerging pathogens“ bezeichneten Mikroorganismen wie *Cryptosporidien* spp., verotoxinbildende *E. coli* und Norwalk-like Viren haben auch in Industriestaaten bereits grosse Ausbrüche verursacht. Anstelle der Pathogene werden bei den Routineuntersuchungen des Trinkwassers in der Schweiz die fäkalen Indikatorkeime *E. coli* und Enterokokken und in Deutschland zusätzlich *C. perfringens* analysiert und teilweise auch festgestellt. Diese

Befunde sind stets ein Indiz für eine humane oder animale fäkale Verunreinigung des Trinkwassers und es ist zu erwarten, dass Erkrankungen durch hoch infektiöse Mikroorganismen stattfinden. Solche wasserbedingten Erkrankungen festzustellen ist allerdings schwierig, da die meisten betroffenen Personen keinen Arzt aufsuchen und die Meldesysteme in der Schweiz und in Deutschland noch nicht alle wasserübertragbaren infektiösen Mikroorganismen erfassen. Dass aber in beiden Ländern wasserbedingte Ausbrüche stattfinden können, zeigen die Fälle von La Neuveville, Küblis und in Rheinland-Pfalz. Ursachen für diese Fälle waren regelwidrige Standorte von Anlagen innerhalb der Gewässerschutzzonen sowie das Versagen technischer Systeme für die Wasseraufbereitung und als Folge das Eindringen von verunreinigtem Oberflächen- oder Abwasser ins Trinkwasser.

Um die heutige gute Trinkwasserqualität in der Schweiz und in Deutschland bewahren zu können, sind Investitionen in der nahen Zukunft unumgänglich. Die Kenntnisse über die Herkunft und die Verbreitung pathogener Keime muss verbessert, die Nutzungsbeschränkungen (z.B. Gülleverbote) in den engeren Schutzzonen konsequent durchgesetzt und die lokalen hydrogeologischen Erkenntnisse bei der Nutzung von Grundwasser müssen erweitert werden. Dadurch lässt sich die Gefährdung beim Konsum von Trinkwasser abschätzen. Wo nötig, müssen geeignete technische Systeme zur Wasseraufbereitung installiert werden. Diese müssen der mikrobiologischen und chemischen Beschaffenheit des Rohwassers angepasst werden und einfach zu bedienen sein, damit sie auch von kleineren Wasserversorgungen sicher betrieben werden können. In Zukunft ist mit dem Auftreten weiterer pathogener Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser zu rechnen. Die Konsequenzen für den Grund- und Trinkwasserschutz und die Wasseraufbereitung bleiben aber die selben, wie für die heute bekannten Mikroorganismen.

Literatur

- Abbaszadegan, M., 1999. Rotaviruses. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 253-256.
- Adler, I. und Zickel, R., 1969. Winter vomiting disease. J. Infect. Dis., 119:668-673.
- Ammon, A. und Bräunig, J., 2002. Lebensmittelbedingte Erkrankungen in Deutschland. Gesundheitsberichterstattung des Bundes Heft 01/02, Robert Koch Institut, pp.20.
- Andersen, J. K., Sorensen, R. und Glensbjerg, M., 1991. Aspects of the epidemiology of *Yersinia enterocolitica*: a review. Int. J. Food Microbiol., 13:231-238.
- Andersson, Y., de Jong, B. und Studahl, A., 1997. Waterborne *Campylobacter* in Sweden: The cost of an outbreak. Wat. Sci. Tech., 35(11-12):11-14.
- Auckenthaler, A., Raso, G. und Huggenberger, P., 2002. Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. Wat. Sci. Tech, 46(3):131-138.
- AWWA, 1999a. Committee Report: Emerging Pathogens – bacteria. J. AWWA 91(9): 101-109.
- AWWA, 1999b. Committee Report: Emerging Pathogens – viruses, protozoa and algal toxins. J. AWWA, 91(9):110-121.
- AWWA, 1999c. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 285.
- Aleksic, S. und Bockemühl, J., 1988. Serological and biochemical characteristics of 416 *Yersinia* strains from well water and drinking water plants in the Federal Republic of Germany: lack of evidence that these strains are of public health importance. Z. Bak. Mik. Hyg., 185:527-533.
- Ashford, R.W., 1979. Occurrence of an undescribed coccidian in man in Papua New Guinea. Ann. Trop. Med. Parasitol., 73:497-500.
- BAG, 2001. Meldungen Infektionskrankheiten. Bundesamt für Gesundheit, Bulletin 49:954-955.
- Baumgartner, A., 2001. „Norwalk-like“-Viren (NLV) und Lebensmittel – eine Situationsanalyse für die Schweiz. Lebensmittel-Technologie, 34(12):503-509.
- Barwick, ; R. S., Levy, D. A., Craun, G. F., Beach, M. J. und Calderon, R. L., 2000. Surveillance for waterborne disease outbreaks United States, 1997-1998. MMWR, 49(SS04):1-35.
- Beck, H., 1997. Lebensmittelinfektionen und –intoxikationen: eine Übersicht. Amtstierärztlicher Dienst und Lebensmittelkontrolle, 4(1):11-14.
- Bennet, E. J., Holmberg, S. D., Rogers, M. F. und Solomon, S. L., 1987. Infectious and parasitic diseases. Am. J. Prev. Med., 3:102-114.
- Bern, C., Hernandez, B., Lopez, M. B., Arrowood, M. J., de Mejia, M. A., de Merida, A. M., Hightower, A. W., Venczel, L., Herwaldt, B. L. und Klein, R. E., 1999. Epidemiologic studies of *Cyclospora cayentaniensis* in Guatemala. Emerging Infectious Diseases, 5(6):766-774.
- Beutin, L., 1996. Infektionen mit enterohämorrhagischen *Escherichia coli* (EHEC). Bundesgesundheitsblatt, 11:426-429.
- Boch, J. und Supperer, R., 1983. Veterinärmedizinische Parasitologie. Paul Parey Berlin und Hamburg, 3. Auflage.
- Bonde, G. J., 1962. Bacterial indicators of water pollution. 1.ed., Bonde, G. J. (ed), Teknisk Forlag Copenhagen.
- Botzenhardt, K., 1994. Die Beherrschung mikrobiologischer Belastungen bei der Oberflächenwasseraufbereitung nach der SWRT (USA), gwf-Wasser/Abwasser, 135:201-206.
- Botzenhart, K., 2000a. Trinkwasser. In Umweltvirologie: Viren in Wasser und Boden, Walter, R. (ed.), Springer Wien New York, pp. 57-84.
- Botzenhart, K., 2000. Viren als Erreger wasserbedingter Infektionen. Mitt. Lebensm. Hyg., 91:26-43.
- Brockmann, S. und Botzenhart, K., 2000. *Clostridium perfringens* als Indikator für fäkale Verunreinigung des Trinkwassers. Wasser-Abwasser gwf, 141(1):22-33.
- Burnens, A.P., 2001. Aktuelle Diagnostik von Verotoxin bildenden *Escherichia coli*, Epidemiologie und Infektionskrankheiten, Bulletin, 2:27-30.
- Cali, A., 1999. Microsporidia. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 191-197.
- CCDR: Canada Communicable Disease Report, 2000. Waterborne outbreak of gastroenteritis associated with a contaminated municipal water supply, Walkerton, Ontario, May-June 2000. 26(20).
- CDC, 1996. Surveillance of waterborne disease outbreaks – United States, 1993-1994. MMWR, 45 (SS-1):1-33.
- Correa, C. M., Tibana, A. und Gontijo-Filho, P. P., 1991. Vegetables as a source of infection with *Pseudomonas aeruginosa* in a university and oncology hospital of Rio de Janeiro. J. Hosp. Infect., 18:301.
- Covert, T. C., 1999. Salmonella. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 107-113.
- Daniel, O., 1998. Mikrobielle und chemische Risiken des Trinkwassers. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 89:684-699.

- D'Antonio, R. G., Winn, R.E. und Taylor, J.P., 1985. A waterborne outbreak of cryptosporidiosis in normal hosts. *Ann. Intern. Med.*, 312:647-648.
- Dubey, J. P., 1999. *Toxoplasma gondii*. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 213-216.
- DuPont, H. L., Chappell, C. R., Sterling, C. R. et al., 1995. The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *New England J. Med.*, 332:855.
- EC (European Community), 1998. Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. Nov. 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. *Amtsblatt der Europ. Gemeinschaften v. 5.12.98*, L330/32-54 mit Berichtigung v. 19.2.99, L45/55.
- Eckert, J., 1993. Träger und Ausscheider von Protozoen. *Zbl. Hyg.* 194:173-185.
- Eckert, J., Jacquier, P. und Weber, R., 1990. Intestinale Protozoen – neue Aspekte. *Internist* 31:386-398.
- Eckert, J., 1998. *Medizinische Mikrobiologie*, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 504-507.
- Edberg, S. C., Gallo, P. und Kontnick, C., 1996. Analysis of the virulence characteristics of bacteria isolated from bottled, water cooler, and tap water. *Microb. Ecol. Health Dis.*, 9:67.
- Ewald, R. 2001. pers. Kommunikation, Kantonales Laboratorium Basel-Stadt.
- Exner, M., Gornik, V. und Kistemann, T., 2001. Charakterisierung, Risikoeinschätzung und Prävention wasserassoziierter Parasitosen. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz*, 44:358-363.
- Fischeder, R., Schulze-Röbbecke, R. und Weber, A., 1991. Occurrence of *Mycobacteria* in drinking water samples. *Zbl. Hyg.*, 192:154-158.
- Ford, T. E., 1999. Microbiological safety of drinking water: United States and global perspectives. *Environmental Health Perspectives*, 107, Supplement 1: 191-206.
- Fricker, C. R., 1999a. *Campylobacter*. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 67-70.
- Fricker, C. R., 1999b. *Yersinia*. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 131-134.
- Fox, K. R. und Reasoner, D. J., 1999. Water quality in source water, treatment, and distribution systems. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 19-27.
- Geldreich, E.E., 1999. *Pseudomonas*. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 103-105.
- Gerba, C.P., 1999. *Enteroviruses*. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 235-239.
- Gerba, C. P., Rose, J. B. und Haas, C. N., 1996. Sensitive populations: who is at the greatest risk?. *Int. J. Food Microbiol.*, 30:113-123.
- Gerba, C.P., und Rose, J.B., 1990. Viruses in source and drinking water. *Drinking Water Microbiology: Progress and recent developments*, G. A. McFeters (ed.) Springer-Verlag New York, pp. 380-396.
- Gerigk, K., 1993. Foodborne disease in Europe: present situation and future development of the WHO surveillance programme. Paper presented to Second UMDP Steering Committee Meeting on Food Safety, ICP/FOS 029/6, Budapest, 1990. In: Sockett, P., *Social and economic aspects of food-borne disease*. *Food Policy*, 18:110-119.
- Girdwood, R. W. A., 1995. Some clinical perspectives on waterborne parasitic protozoa. *Protozoan Parasites and Water*, Betts, W. B., Casemore, D., Fricker, C., Smith, H., und Watkins, J. (eds), pp. 3-9.
- Gornik, V., Behringer, K., Kölb, B. und Exner, M., 2001. Erster *Giardia*-ausbruch im Zusammenhang mit kontaminiertem Trinkwasser in Deutschland. *Bundesgesundheitsbl.-Gesundheitsforsch.-Gesundheitsschutz*, 44:351-357.
- Haas, C. N., Meyer, M. A. und Paller, M. S., 1983. The ecology of acid-fast organisms in water supply, treatment and distribution systems. *J. AWWA*, 75:139-144.
- Häfliger, D., Hübner, Ph., Lüthy, J., 2000. Outbreak of viral gastroenteritis due to sewage-contaminated drinking water. *Internat. J. Food Microbiol.*, 54:123-126.
- Hall, N. H., 1999. *Legionella*. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 171-175.
- Hardalo, C. und Edberg, S. C., 1997. *Pseudomonas aeruginosa*: Assessment of risk from drinking water. *Crit. Rev. Microbiol.*, 23(1):47-75.
- Hedberg, C. W. und Osterholm, M. T., 1993. Outbreaks of food-borne and waterborne viral gastroenteritis. *Clin. Microbiol. Rev.*, 6:199-210.
- Hermann, J. E., 1999. *Astroviruses*. *Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices*, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 227-230.
- Hiepe, T., 1983. *Lehrbuch der Parasitologie*. Bd. 2 *Veterinärmedizinische Parasitologie*. GF Verlag, Stuttgart, p. 11-15, 38-41. 139-140.

- Highsmith, A. K. und Abshire, R. L., 1975. Evaluation of a most-probable-number technique for the enumeration of *Pseudomonas aeruginosa*. Appl. Microbiol., 30(4):596.
- Hobbins, M., Svoboda, P., Tanner, M. und Lüthi, T., 2001. Nachweis von Norwalk-like-Viren-Sequenzen in Umweltproben. gwa, 81(7):473-479.
- Hobbins, M., 1999. An assesment of the presence and relevance of HuCV in Switzerland through a newly installed RT-PCR detection method - A first step. MSc Thesis, Swiss Tropical Institute, Basel, pp 82.
- Hopkins, R.S. und Scott, A.S., 1983. Handling raw chicken as a source for sporadic *Campylobacter jejuni* infections (letter). J. infect. Dis., 148:770.
- Hurst, C. J., 1999. Caliciviruses. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 231-234.
- HyV, 1995. Verordnung des EDI über die hygienischen und mikrobiologischen Anforderungen an Lebensmittel, Gebrauchsgegenstände, Räume, Einrichtungen und Personal (Hygieneverordnung, HyV), vom 26. Juni 1995 (Stand am 7. Mai 2002), 817.051.
- Isaac-Renton, J., Bowie, W., R., King, A., Irwin, G. S., Ong, C. S., Fung, C. P., Shokeir, M. O. und Dubey, J. P., 1998. Detection of *Toxoplasma gondii* oocysts in drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 64(6):2278-2280.
- Johnson, C. H., Rice, E. W. und Reasoner, D. J., 1997. Inactivation of *Helicobacter pylori* by chlorination. Appl. Environ. Microbiol., 63:4969-4870.
- Jütte, R., 1997. Seuchen im Spiegel der Geschichte. Spektrum der Wissenschaft, Dossier Seuchen, 3:6-13.
- Kapikian, A. Z., Wyatt, R. G., Dolin, R., Thornmill, T. S., Kalica, A. R. und Chanock, R. M., 1972. Visualisation by immuns electron microscopy of a 27-nm particle associated with acute infectious nonbacterial gastroenteritis. J. Virol., 10:1075-1081.
- Keene, W., 1999. Entamoeba histolytica. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 171-175.
- KLBL, 2001. Jahresbericht, Kantonales Laboratorium Basel Landschaft.
- KLBL, 1999. Jahresbericht, Kantonales Laboratorium Basel Landschaft.
- KLBS, 1999. Jahresbericht, Kantonales Laboratorium Basel Stadt.
- Kominos, S. D., Copeland, C. E., Grosiak, B. und Postic, B., 1972. Introduction of *Pseudomonas aeruginosa* into a hospital via vegetables. Appl. Microbiol. 24(4):567.
- Köster, W., 2002. Krankheitserreger im (Trink-)Wasser?. EAWAG news, 53, 26-28.
- Krämer, J., 1992. Lebensmittel-Mikrobiologie. 2. Auflage, UTB für Wissenschaft, Stuttgart, pp. 336.
- Kukkula, M., Maunula, L., Silvennoinen, E. und von Bonsdorff, C.-H., 1999. Outbreak of viral gastroenteritis due to drinking water contaminated by Norwalk-like viruses. J. Infectious Diseases, 180:1771-1776.
- Kuhls, T. L., Crawford, D. L. und Griffis, J., 1994. Seroprevalence of cryptosporidial antibodies during infancy, childhood and adolescence. Clin. Infect. Dis. 18:731-735.
- Kurtz, J. B. und Lee, T. W., 1987. Astroviruses: human and animal. In: Ciba Foundation Symposium 128 (ed.), Novel diarrhoea viruses, Wiley, Chicester, 92-125.
- Kurtz, J. B. und Lee, T. W., 1978. Astrovirus gastroenteritis: Age distribution of antibody. Med. Microbiol. Immunol., 166:227-230.
- LeChevallier, M. W. und Norton, W. D., 1995. Giardia and Cryptosporidium in raw and finished water. J. Am. Water Works, Assoc., 87:54-68.
- LeChevallier, M. W., 1999. Mycobacterium avium complex. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 99-102.
- Lemon, A. M., 1995. Hepatitis E Viruses. In: Mandell, Douglas and Bennett's Principles and Practices of Infectious Diseases, 4th ed. Churchill Livingstone, New York, Edingburgh, London, Melbourne, Tokyo, pp. 1663-1666.
- Lisle, J. T. und Rose, J. B., 1995. Cryptosporidium contamination of water in the USA and UK: a minireview. J. Water SRT, 44:103-107.
- Lüthi, T. M., 1997. Food and waterborne viral gastroenteritis: a review of agents and their epidemiology. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 88:119-150.
- Lüthi, T. und Beuret, C., 2001. Weshalb ein Virennachweis in Wasser? gwa, 81(5):283-290.
- MacKenzie, W. R., Hoxie, N. J. et al. 1994. A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. The New England Journal Of Medicine, 331(3):161-167.
- Marshall, M. M., Naumovitz, Ortega, Y. und Sterling, C. R., 1997. Waterborne protozoan pathogens. Clin. Microbiol. Rev., 10:67-85.
- Maurer, A. M. und Stürchler, D., 2000. A waterborne outbreak of small round structured viruses, Campylobacter and Shigella co-infections in La Neuveville, Switzerland, 1998. Epid. Infect., 125:325-332.
- Maule, A., 2000. Survival of verotoxigenic *Escherichia coli* O157 in soil, water, and surfaces. J Appl. Microbiol., 88:71S-78S.
- Mead, P. S. Slutsker, L., Dietz, V., McCaig, L. F., Bresee, J. S., Shapiro, C., Griffin, P. M. und Tauxe, R., 1999. Food-related illness and death in the United States. Emerging Infectious Diseases. 5(5):607-625.

- Metzler, A., Regli, W., Leisinger, M., Heider, H., Schweizer, K. und Tabisch, A., 1996. Viren und Parasiten im Trinkwasser: Risiken und Prävention. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. 87:55-72.
- Metzler, A. und Tabisch, A., 1997. Fakten und Spekulationen über die Kontamination der Umwelt mit *Cryptosporidium*-Oozysten. Tagungsband Workshop „*Cryptosporidium*“ Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches, SVGW 14. Mai 1997, 29-33.
- Meyers, K.E.C., Schulman, S.L., Kaplan, B.S., 1998. Principles of the treatment of Shiga toxin-associated hemolytic uremic syndrome; pay meticulous attention to detail, and do no harm. In: Kaper, J.B. and O'Brien, A.D., (eds.) *Escherichia coli* 0157:H7 infections. N. Engl. J. Med. Ch. 35, pp. 364-373.
- MMWR, 1996. Update: Outbreaks of *Cyclospora cayetanensis* infection – United States and Canada. Mortality and Morbidity Weekly Report, 45(28):611-612
- MMWR, 1997. Outbreak of Cyclosporiasis – Northern Virginia-Washington, D.C. – Maryland, Metropolitan area. Mortality and Morbidity Weekly Report, 46(30):689-691.
- MMWR, 2000. Surveillance for waterborne-disease outbreaks – United States, 1997-1998. May 26, 49(SS04):1-35.
- Morgan, U. M., Constantine, C. C., Forbes, D. A. und Thompson, R. C. A., 1997. Differentiation between human and animal isolates of *cryptosporidium parvum* using rDNA sequencing and direct PCR analysis. J. Parasitol. (in Press).
- Morris, R. D. und Levin, R., 1995. Estimating the incidence of waterborne infectious disease related to drinking water in the United States. In: Assessing and Managing Health Risks from Drinking Water Contamination: Approaches and Applications. eds. Reichard, E. G. und Zapponi, G. A., IAHS Publ no 233, UK: International Association of Hydrological Sciences, pp. 75-88.
- Murphy, G.S. Jr, Echeverria, P., Jackson, L.R., Arness, M.K., LeBron, C., Pitarangsi, C., 1996. Ciprofloxacin- and azithromycin-resistant *Campylobacter* causing traveler's diarrhea in U.S. troops deployed to Thailand in 1994, Clin. Infect. Dis., 22:868-869.
- Nadal, D., 2001 Virusinfektionen beim Menschen, Infektketten, Auswirkungen und Prophylaxe, gwa, 81(5):299-303.
- Nime, F. A., Burek, J. D., Page, D. L., Holscher, M. A. und Yardley, J. H., 1976. Acute enterocolitis in a human being infected with the protozoan *Cryptosporidium*. Gastroenterology, 70:592-598.
- Oehmichen, U., Schmitz, M. und Seeliger, P., 2001. Die neue Trinkwasserverordnung: Der Kommentar aus rechtlicher und technisch-wirtschaftlicher Sicht. wvgw, pp. 337.
- Ortega, Y., 1999. *Cyclospora cayetanensis*. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 163-166.
- Parashar, U. D., Quiroz, E. S., Mounts, A. W., Monroe, S. S., Fankhauser, R. L., Ando, T., Noel, J. S., BULens, S. N., Beard, R. S., Li, J-F., Bresee, J. S. und Glass, R. I., 2001. „Norwalk-like-viruses“, Public health consequences and outbreak management. MMWR, 50(RR-9):pp.20.
- Payment, P., Richardson, L., Siemiatycki, J., Dewar, R. und Franco, E., 1991. A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking-water meeting current microbiological standards. Am. J. Public Health, 81:703-708.
- Payment, P. und Franco, E., 1993. *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. Appl. Environ. Microbiol., 59(8):2418-2424.
- Pontius, F., W., 1995. *Cryptosporidium*: Answers to common questions. J. Amer. Water Works Assoc., 87(9):10-12.
- Pozio, F., Gomez Morales, M. A., Mancini, F., Barbieri, LaRosa, G., 1992. *Cryptosporidium*: different behaviour in calves of isolates of human origin. Transactions Roy. Soc. Trop. Med. Hyg. 86:636-638.
- Raso, G., 2001. Mikrobiologische Veränderung eines Karstquellwassers: Einfluss von Regen und natürlicher Düngung. Diplomarbeit Schweizerisches Tropeninstitut, Uni Basel und Kantonales Laboratorium BL, pp. 87.
- Regli, W., 1994. Verbesserte Methoden für die Isolierung und den Nachweis von *Giardia* – Zysten und *Cryptosporidien* – Oozysten in Oberflächengewässern: Flockung mit $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ und fluorescence-activated cell sorting (FACS). Inaugural Dissertation Veterinär-medizinische Fakultät, Uni Zürich, pp.70.
- Regli, W., Niederer, E. und Metzler, A., 1996. *Giardien* und *Cryptosporidien* in Wasserproben: Eine neue Nachweismethode. gwf / Wasser-Abwasser, 136(4):182-187.
- Regli, S., Rose, J.B., Haas, C.N. und Gerba, C.P., 1991. Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. J. AWWA, 83:76-84.
- Rice, E. W., 1999. *Escherichia coli*. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 75-78.
- RKI: Robert Koch Institut, 2000. Zwei Gastroenteritis-Ausbrüche durch *Campylobacter jejuni* nach dem Genuss von Rohmilch. Epidemiologisches Bulletin, 18:143-147.
- Rose, J.B. und Botzenhardt, K., 1990. *Cryptosporidium* und *Giardia* im Wasser gwf-Wasser/Abwasser, 131:563-572.

- Rose, J. B. und Yates, M. V., 1995. Microbial risk assessment application for groundwater. Protozoan Parasites and Water, Betts, W. B., Casemore, D., Fricker, C., Smith, H., und Watkins, J. (eds), pp:113-131.
- Samonsis, G., Elting, L., Skoulika, E., Maraki, S. und Tselentis, Y., 1994. An outbreak of diarrhoeal disease attributed to *Shigella sonnei*. Epidemiol Infect, 112:235-245.
- Schafter, N. und Parriaux, A., 2002. Pathogenic-bacterial water contamination in mountainous cathments. Water. Res., 36:131-139.
- Schiemann, D. A., 1990. *Yersinia enterocolitica* in drinking water. In: McFeters, G.A. (ed), Drinking Water Microbiology. Series in Contemporary Bioscience. Springer Verlag, pp. 322-339.
- Schillinger, J. E. und McFeters, G. A., 1978. Survival of *Escherichia coli* and *Yersinia enterocolitica* in stream and tap water. Abstracts of the Annual Meeting of the American Society of Microbiology, 175.
- Schleupen, E., 1996. *Cryptosporidium parvum* und *Giardia lamblia*, Literaturrecherche. Gwa Wasser/Abwasser, 137(2):83-93.
- Schwab, K., 1999. Small round structured viruses (human Caliciviruses). Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 257-261.
- Schweizer, K. und Metzler, A., 1997. FACS (Fluorescence Activated Cell Sorting) als Bestandteil einer Methode zur Detektion von *Cryptosporidium*-Oozysten in Wasser. Tagungsband Workshop „*Cryptosporidium*“ Schweizerischer Verein des Gas- und Wasserfaches, SVGW 14. Mai 1997, 43-46.
- Simonet, M. und Catteau, M., 1997. *Yersinia enterocolitica* et alimentation humaine. Bull. Soc. Fr. Microbiol., 12(4):359-363.
- Smith, H. V., und Lloyd, A., 1996. Protozoen parasites in drinking water: a UK perspective. Water Management Int., pp. 11-17.
- Sparfel, J.M., Sarfati, C., Liguory, O., Caroff, B., Dumoutier, N., Gueglio, B., Billaud, E., Raffi, F., Molina, J. M., Miegerville, M., 1997. Detection of microsporidia and identification of *Enterocytozoon bienuesi* in surface water by filtration followed by specific PCR. J. Eukaryot. Microbiol., 44:78S.
- Sobsey, M., 1999. Hepatitis A. Waterborne Pathogens. Manual of Water Supply Practices, America Water Works Association, 1st Edition, pp. 241-246.
- Socket, P.N., Cowden, J.M., Le Baigue, S., Ross, D., Adak, G. K. und Evans, H., 1993. Food-borne disease surveillance in England and Wales: 1989-1991. Communicable Disease Report Review, 3, R159-R173.
- Sonntag, H.-G., 1997. Infektionsgefahren nehmen zu. Spektrum der Wissenschaft, Dossier 3:110-113.
- Stephan, R., Ragetti, S. und Untermann, F., 2000. Vorkommen verotoxinbildender *Escherichia coli* (VTEC) in Kottupfern von Schlachtrindern und Schlachtschafen – eine Betrachtung aus fleischhygienischer Sicht. Schweiz. Arch. Tierheilk., 142:110-114.
- Sterling, C. R., 1995. Emerging Pathogens: Cyclospora, the Microspora, and how many more? Protozoan Parasites and Water, Betts, W. B., Casemore, D., Fricker, C., Smith, H., und Watkins, J. (eds), pp. 243-245.
- Su, C., Brandt, L.J., 1997. *Escherichia coli* 0157:H7 infections in humans, Ann. Intern. Med., 123:698-714.
- Svoboda, P., Ruchti, S., Bissegger, C. und Tanner, M., 1999. Occurrence of *Cryptosporidium* spp. oocysts in surface, raw and drinking water samples. Mitt. Lebensm. Hyg., 90:553-563.
- Tauxe, R.V. 1997. Emerging foodborne diseases: An evolving public health challenge, Emerging Infectious Diseases, 3,(4):425-434
- Tibbetts, J., 2000. Water World 2000. Environmental Health Perspectives, 108(2):69-72.
- Tschäppe, H., 2000. Lebensmittelbedingte Infektionskrankheiten durch Bakterien. Bundesgesundheitsbl.-Gesundheitsforsch.-Gesundheitsschutz, 43(10):758-769.
- Tschäppe, H., 1997. Toxinbildende *E. coli*-Stämme auf dem Vormarsch. Bundesgesundheitsbl., 40(6)193.
- USEPA, 1998. Announcement of drinking water contaminant candidate list; notice. Fed. Reg., 63(40):10274.
- Walter, R., 1999. Allgemeine Grundlagen der Umwelttoxikologie. In: Umweltvirologie, Viren in Wasser und Boden, Walter, R. (ed.), Springer, Wien, New York., 1-39.
- Weidner, E., 1991. Closing remarks on opportunistic microsporidians in humans. J. Protozool., 38:638.
- Wheeler, J. G., Sethi, D., Cowden, J. M., Wall, P. G., Rodrigues, L. C., Tompkins, D. S., Hudson, M. J. und Roderick, P. J., 1999. Study of infectious intestinal disease in England: rates in the community, presenting to general practice, and report to national surveillance. BMJ, 318:1046-1050. <http://www.bmj.com>
- Willshaw, G.A., Thirlwell, J., Jones, A.P., Parry, S., Salmon, R.L. und Hickey, M., 1994. Verocytotoxin-producing *Escherichia coli* 0157 in beefburger linked to an outbreak of diarrhoea, haemorrhagic colitis and haemolytic uraemic syndrome in Britain. Letters in Applied Microbiology 19:304-307.
- Wilson, J.B., McEwen, S.A., Clarke, R.C., Leslie, K.E., Wilson, R.A., Waltner, T.D. und Gyles, C.L., 1992. Distribution and characteristics of verocytotoxigenic *Escherichia coli* isolated from Ontario dairy cattle. Epidemiol. Infect. 108:423-439.
- Zahorsky, J., 1929. Hyperemesis hiemis or the winter vomiting disease. Arch. Pediat., 46:391-395.

Grundwasserschutz Lützelquelle - Färbversuche Gemeinde Röschenz²

4

Einleitung

In vielen Quellwässern im Kanton Basel-Landschaft werden immer wieder erhöhte Belastungen mit Bakterien festgestellt. Diese treten in allen Jahreszeiten, meist nach stärkeren Niederschlägen auf. Oft sind bei den Wasserversorgungen nur einstufige Aufbereitungsanlagen vorhanden, die die untersuchten Indikatorkeime, aerobe mesophile Keime, *E.coli* und Enterokokken in den meisten Fällen genügend zu eliminieren oder abzutöten vermögen. Es ist jedoch bekannt, dass neben dem Auftreten von erhöhten Anzahlen an Indikatorkeimen weitere pathogene Mikroorganismen, wie Viren oder Cryptosporidien auftreten können, die durch eine einfache Desinfektion des Wassers nicht abgetötet werden (Slade, 1985). Es wurde erkannt, dass die Indikatorkeime der routinemässigen Trinkwasseruntersuchungen gemäss schweizerischem Lebensmittelbuch nicht mit dem Vorhandensein von Viren und Cryptosporidien korreliert (Snowdon und Cliver, 1989, Regli 1994). Das Wasser kann frei von Fäkalbakterien sein und trotzdem pathogene Mikroorganismen enthalten, wie der Ausbruch einer Cryptosporidienepidemie in Milwaukee USA 1994 mit 400'000 Erkrankten gezeigt hat (MacKenzie et al., 1994; Karansis et al., 1996). Mit den gängigen Methoden werden zudem lediglich 1% der Mikroorganismen im Grund- und Quellwasser erfasst (Alfrieder et al., 1997).

Projektgebiet Röschenz

Viele kleinere Gemeinden im Kanton Basel-Landschaft, wie auch die Gemeinde Röschenz im Laufental sind bei der Beschaffung von Trinkwasser auf Quellwasser aus Karstgebieten angewiesen. Die Böden im Gebiet Röschenz sind teilweise sehr flachgründig und liegen auf durchlässigen verkarsteten Flächen (Malmkalke). Die Wasserversorgung der Gemeinde stützt sich auf die Kächbrunnen- und die Lützelquelle. Beide Karstquellen weisen seit einigen Jahren immer wieder massive Verunreinigungen mit Fäkalbakterien auf. Laut der Düngerberatung des Kantons BL kann die Düngepraxis der Landwirte nicht beanstandet werden. Es bestehen allerdings verschiedene Milchwirtschaftsbetriebe und ein grosser Mastbetrieb mit bis zu 300 Tieren. Die Düngepraxis, mit dem Bau immer grösserer Güllengruben kann dazu führen, dass zwar weniger häufig, dafür um so intensiver Gülle ausgebracht wird, was sich in

² Auckenthaler, A. und Huggenberger, P., 2002. Quellwasserschutz im Kanton Basel-Landschaft bezüglich dem Transport von Mikroorganismen; Färbversuche Gemeinde Röschenz, BA Nr. Röschenz 10, pp. 24. (gekürzte Fassung)

den Trinkwasserversorgungen mit massiven Verunreinigungen bemerkbar machen kann. Abklärungen durch das Wasserwirtschaftsamt des Kantons Bern und Färbversuche der UNI Basel (Prof. Hauber) haben ergeben, dass praktisch die gesamte landwirtschaftliche Fläche und selbst das Dorf Röschenz im unmittelbaren Einzugsgebiet der Quellen liegen. Der Lützelbach, der als Vorfluter der ARA Kleinlützel und ungereinigter Abwässer aus französischen Gemeinden dient, infiltriert in die beiden Quellen. In der Gemeinde Röschenz werden 6 mal jährlich Trinkwasseruntersuchungen durchgeführt. Dabei wird das Rohwasser vor der Aufbereitungsanlage und das aufbereitete Wasser untersucht. In den Proben vom April 98 wurde nach der Aufbereitung mit Flockung, Sandfiltration und Chlorung eine Gesamtkeimzahl von über 800 Keimen pro ml festgestellt. In diesem Fall muss von einem Filterdurchbruch gesprochen werden. Es kann damit gerechnet werden, dass in anderen Fällen ebenfalls Mikroorganismen bis in das Leitungsnetz der Gemeinde gelangen konnten.

Das Kantonale Laboratorium BL hat in Zusammenarbeit mit dem Tropeninstitut eine Methode zum Nachweis von Cryptosporidien im Trinkwasser etabliert (Svoboda et al., 1999; Bissegger, 1997). In einem weiteren Schritt wurde das Röschenzer Quellwasser im Rahmen von drei Diplomarbeiten auf pathogene Mikroorganismen unter anderem auf Cryptosporidien und zusätzlich humane Caliciviren (HuCV) untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass diese pathogenen Mikroorganismen im Oberflächengewässer wie auch im Quellwasser vorkommen und teilweise sogar ins Trinkwasser gelangen können (Raso, 2001, Hobbins, 1999; Ruchti, 1999). Als eine der Konsequenzen dieser Arbeiten hat die Gemeinde Röschenz ihre Trinkwasseraufbereitung erneuert und die Überwachung des Rohwassers verbessert.

Werden auch in anderen Gemeinden Enteroviren und Cryptosporidien im Roh- oder Trinkwasser gefunden, muss aus Gründen des Gesundheitsschutzes entweder auf das Quellwasser verzichtet, die Aufbereitungsanlagen massiv aufgestockt (vielerorts sind lediglich UV- oder Chloranlagen installiert), oder geeignete Strategien zum Schutz und der Überwachung des Quellwassers erarbeitet werden.

Ein Verzicht auf das Quellwasser und ein Zusammenschluss der Wasserversorgung mit einer anderen Gemeinde oder der Einbau einer teuren Aufbereitungsanlage ist für viele kleine Gemeinden finanziell kaum tragbar. Für sie ist es entscheidend, dass sie mit möglichst geringem finanziellen Aufwand eine hohe Betriebssicherheit ihrer Wasserversorgung erreichen können. Im Rahmen des heutigen Lebensmittelgesetzes mit der geforderten Selbstverantwortung und der Qualitätssicherung der Wasserversorgungen gewinnt eine optimale Bewirtschaftung des Quellwassers zusätzlich an Bedeutung.

Ein neuerer Ansatz zur Ausscheidung von Schutzzonen in Karstgebieten wurde von der UNI Neuenburg entwickelt. Die EPIK-Methode basiert auf der Ausbildung des Epikarstes (E) der Beurteilung der Bodenmächtigkeit (P=Protection), der Art der Infiltration über Dollinen, Senken oder diffuser Versickerung (I=Infiltration) und der Ausprägung des Karstes (K) (Doerflinger et al. 1997). Der Epikarst ist definiert als stark zerklüftete Zone, deren Schichtdicke weniger als ein bis mehrere Meter betragen kann und die einerseits als Wasserspeicher und andererseits als Drainagesystem für das unterliegende Karstsystem wirkt. Bei der EPIK-Methode werden die Fliesswege und die Fliessgeschwindigkeit im Karst bestimmt, die Transportmechanismen bleiben weitestgehend unbeachtet.

Quellwasseruntersuchungen in Karstgebieten haben ergeben, dass bei Niederschlagsereignissen markante Veränderungen in der chemischen und mikrobiologischen Zusammensetzung des Wassers auftreten können. Der Anstieg der Quellschüttung kann gegenüber der Veränderung der Leitfähigkeit und der Trübung sowie dem Anstieg einer bakteriologischen Belastung des Wassers zeitlich verschoben auftreten (Ryan und Meiman, 1996), wie auch eigene Untersuchungen in der Lützelquelle gezeigt haben (Auckenthaler et al., 2002, Raso, 2001).

Der Stoffeintrag im Gebiet Röschenz erfolgt hauptsächlich durch die Landwirtschaft, zu einem kleineren Teil auch durch den Lützelbach. Die stofflichen Veränderungen der mikro-

biologischen und chemischen Parameter im Quellwasser ist vom Zeitpunkt und der Art des Eintrages, Witterungsverhältnissen, jahreszeitlichen Veränderungen und der Heterogenität der oberflächennahen Sedimente abhängig. Die heute bestehenden Schutzgebiete der Lützel- und Kächbrunnenquelle sind sehr gross und umfassen praktisch das gesamte Gemeindegebiet Röschenz. Zudem sind die Belastungsmuster der Quellwässer bei Niederschlagsereignissen und Hochwässern lediglich rudimentär aus den Routinekontrollen des Kantonalen Laboratoriums BL bekannt. Um den Quellwasserschutz zu optimieren sind deshalb, differenzierte hydrogeologische Abklärungen vorzunehmen. Die Ziele der Färbversuche in Röschenz sind: 1) zu ermitteln, woher die mikrobiologischen, physikalischen und chemischen Belastungen in der Lützelquelle stammen, 2) festzustellen, wie die Belastungsmuster aussehen und wann Verunreinigungen auftreten, 3) verkleinern der heutigen grossen Schutzgebiete bezüglich dem raschen Transport von Verunreinigungen, ohne den Schutz der Lützelquelle zu verringern und 4) abklären, welche Rolle die geologischen Verhältnisse im Studiengebiet für den präferenziellen und diffusen Wasser- und Stofftransport spielen.

Bestehende Informationen

Frühere Färbversuche durch die Universität Basel, Prof. Hauber zeigten, dass anthropogene Verunreinigungen praktisch im gesamten Gebiet der Gemeinde Röschenz nördlich und südlich des Lützeltales mehr oder weniger direkt zu einer Verunreinigung des Wassers beider Quellen beitragen können. Die Resultate der Färbversuche wurden gestützt durch hydrogeologische Überlegungen. Die Basis des Karstaquifers bilden Oxfordtone (Wasserstauer), die sich gegen Norden (Blauenantiklinale) und Süden (Liesbergantiklinale) erheben. Wasser, das auf diese Fläche gebildet durch die Oxfordtone gelangt, fliesst zum tiefsten Punkt – zu den beiden Quellen der Wasserversorgung Röschenz.

Diese früheren Färbversuche waren die Grundlage zur Ausscheidung von Schutzzonen der Lützel- und der Kächbrunnenquelle (AUE, 1998). Die Schutzzonen bedecken praktisch das gesamte Gemeindegebiet Röschenz.

Geologie/Hydrogeologie

Das Plateau von Huggerwald liegt auf der Südseite des Lützeltales auf der flachen Nordflanke der Buebergantiklinale. Dieses Plateau fällt flach zum Lützeltal hin ein. Das Lützeltal selbst bildet die Achse der Mulde zwischen den vom Blauen her gegen Süden einfallenden Schichten und dem Plateau von Huggerwald. Die Lützel fliesst nach Osten ins Laufener Becken. Bisher wurde angenommen, dass die Karstsysteme in den Malmkalken das eigentliche Wasserreservoir darstellen.

Unter den Schichten des Malm liegen die Oxford Tone, d.h. die wasserstauende geologische Einheit des Gebietes. Dieser Wasserstauer, besteht aus Tonen und Mergeln mit Kalkknollen. Darüber folgen die mergeligen Liesbergsschichten (25 m), vorwiegend Kalke und Korallen mit verkieselten Mikrofossilien. Solche Kalk-Mergel Abfolgen zeigen ausgesprochen anisotrope hydraulische Eigenschaften, d.h. kleine hydraulische Leitfähigkeiten senkrecht zur Schichtung, etwas grössere Leitfähigkeiten parallel zur Schichtlagerung. Über den Liesbergsschichten folgt die bis 90 m mächtige St. Ursanne Formation. Es handelt sich um Seichtwasser-Plattformkarbonate, insbesondere um helle fein bis grobkörnige Kalke, Oolithe, Korallenkalke und Kreidekalke. Das wesentliche Merkmal der St. Ursanne Formation ist die grosse Variation in der faziellen Ausbildung. Teilweise finden sich dichte massige Kalke, ohne makroskopisch sichtbare Komponenten (Pelsparite) und kreidige Kalke mit vielen Schalenrümern,

Schnecken und Korallen. Insbesondere die Korallenkalke (ehemalige kleinere Korallenriffe oder Bioherme) und die Kalkarenite zeichnen sich durch eine hohe primäre oder sekundäre Porosität aus. Die Bioherme werden von einer Wechsellagerung aus mikritischen Kalken und dünnen Mergellagen überlagert. Die Bankung der Kalkeinheiten variiert im Dezimeter bis Meterbereich. Über der St. Ursanne Formation folgen eine 40-50 m mächtige Einheit bestehend aus fossilreichen Kalken und Oolithen (Vellerat-Formation), die fossilreiche 5 m mächtige, aus Kalken und Onkoiden bestehende sogenannte Hauptmumienbank, eine geringmächtige Lage von Kalken und Onkoiden gefolgt von einer 40-50 m mächtigen oolithischen Einheit (Verena-Oolith).

Bisher wurde angenommen, dass das durch Kalklösung entstandene Kluft und Hohlraumssystem alle Einheiten des Malm umfasst. Die in diesem Bericht dargestellten Resultate der Markierungsversuche zeigen jedoch eindeutig, dass die hohen primären und sekundären Porositäten in den Kreide- und Korallenkalken der St. Ursanne Formation für die schnellen Wasserwege verantwortlich sind. Die Kalk-Mergel Wechsellagerungen der darüber liegenden Vellerat-Formation bedingen geringe vertikale Durchlässigkeiten und Anisotropieeffekte, die vorwiegend schichtparalleles Fliessen zulassen. Diese unterschiedlichen hydrogeologischen Eigenschaften der beiden Formationen erklären die unterschiedliche Ansprache von der Lützelquelle (kein Tracernachweis, Tracertest 1) und den Kalktuffquellen (Markierstoffnachweis) in unmittelbarer Nähe der Lützelquelle bei den ersten Testmarkierungsversuchen. Der räumlichen Lage und der Verteilung der unterschiedlichen Ablagerungsmilieus der St. Ursanne Formation wurde in der Folge ein wesentliches Augenmerk geschenkt.

Dolinenstrukturen auf dem Plateau, in unmittelbarer Nähe der temporären Klimastation oberhalb der Lützelquelle im Gebiet Gobe (1. Tracerversuch; Diplomarbeit B. Pohl, 2000) bilden zwar Indizien für die Ausbildung eines Epikarstes in der Vellerat Formation. Die einzelnen untersuchten Dolinen besitzen jedoch eine relativ mächtige Lehmfüllung (Resultate der Multielektroden Geoelektrik). Damit wird die Chance für eine rasche Verbindung zur St. Ursanne Formation stark verringert oder eine direkte Verbindung gar verunmöglicht.

Eine N-S verlaufende Bruchstruktur, der Ludisgraben bildet eine weitere für die Evaluierung bevorzugter Fliesssysteme relevante Struktur (siehe Abb. 4.1). In diesem auch morphologisch sehr auffälligen Bruch ist wiederum die St. Ursanne Formation aufgeschlossen (siehe Resultate der Markierungsversuche).

Einzugsgebiet der Lützelquelle

Die Bestimmung der Grösse des hydrologischen Einzugsgebietes der Lützelquelle wurde von Pohl, (2000) vorgenommen. Als Grundlage für die Erstellung der Wasserbilanz dienten eine Wetterstation und drei zusätzliche Regenschreiber sowie die Schüttungsaufzeichnung der Lützelquelle. Die hauptsächliche Schwierigkeit bei der Bestimmung des hydrologischen Einzugsgebietes liegt in der richtigen Wahl der Verdunstungsberechnung. Am geeignetsten erwies sich die Berechnung nach Penmann mit einem Korrekturfaktor für die Region Basel. Das Einzugsgebiet der Lützelquelle mit einer Schüttung von rund 1000 bis 3500 L/min hat demnach eine Grösse von rund 2,8 km². Mit Hilfe einer Ganglinienseparation konnte ebenfalls das Einzugsgebiet des Peak-Abflusses mit einer Grösse von lediglich rund 0,14 km² berechnet werden. Die Abgrenzung des wahrscheinlichen Einzugsgebietes ist in Abbildung 4.1 dargestellt.

Material und Methoden

Zur Abgrenzung des Einzugsgebietes der Lützelquelle wurden geologische Exkursionen im Studiengebiet und drei Tracertests mit fluoreszierenden Markierstoffen durchgeführt (siehe Abb. 4.1). Das Ziel war präferenzielle Fliesswege zu finden, um die Herkunft und die Belastungsmuster von Mikroorganismen im Quellwasser sowie deren Transport studieren zu können.

Tracertest 1, August 1999

Die Wahl der Eingabestelle für den ersten Färbversuch sowie das Untersuchungsgebiet für geophysikalische Messungen stützte sich auf Resultate eines früheren Färbversuches im Gebiet Gobe durch Prof. Hauber. Bei diesem Färbversuch wurde der Markierstoff in eine Dolline eingegeben. Die Transportzeit bis zum ersten Auftreten in der Lützelquelle betrug 8 Tage.

Im Gebiet Gobe auf dem Plateau oberhalb der Lützelquelle in ca. 300 m Distanz wurden vor dem ersten Tracertest geophysikalische Messungen durchgeführt (Universität Lausanne). Diese zeigten Bereiche mit relativ geringer und in Muldenlage grosser Bodenmächtigkeit, was auch mit bodenphysikalischen Methoden bestätigt werden konnte. Im Hinblick auf die EPIK Methode wurde eine Eingabestelle mit möglichst geringer Bodenmächtigkeit (Protection) nahe bei einer Dolline (Infiltration) gewählt. Die Dolline selbst war mit einer mächtigen Bodenschicht von mehr als 2 m bedeckt. Es wurde erwartet, dass der Markierstoff rasch auf den felsigen Untergrund infiltrierte und von da Richtung Dolline gelangte, wo ein schneller Wassertransport zu erwarten war.

In einem (Jauche)Druckfass wurden 1,5 kg Eosin mit 3 m³ Bachwasser vermischt. Das Tracer-Wasser-Gemisch wurde anschliessend auf die ausgewählte Eingabestelle im Gebiet Gobe mit einer Bodenmächtigkeit von rund 40 cm auf eine gemähte Fläche von 10 x 10 m versprüht und mit zweimal 3 m³ Wasser nachgespült, um die Infiltration des Tracers in den Untergrund zu begünstigen. Die Tracereingabe erfolgte am 16. August 1999 um 18.00. Die Distanz von der Eingabestelle (Koordinaten 601.560 / 252.580) zur Lützelquelle beträgt rund 320 m. Die Probennahmeorte zur Überwachung des Traceroutputes sind in Tabelle 4.2 angegeben.

Tracertest 2, Oktober 1999

Beim zweiten Tracertest wurden drei Eingabestellen gewählt, die aufgrund der EPIK-Methode eine gute Ausprägung des Epikarstes (E) und eine rasche Infiltration (I) erwarten liessen.

Die erste Eingabestelle liegt im Gebiet Winkel (Gemeinde Kleinsülz, Koordinaten 601.000 / 252.650) auf dem Plateau oberhalb der Lützelquelle in einer strukturellen Mulde in 600 m Distanz zur Lützelquelle. Zur Beschleunigung der Infiltration wurde eine Grube von 1,5 x 1,5 x 0,8 m ausgehoben, deren Grund auf der Felsoberfläche zu liegen kam. Es wurde erwartet, dass der Markierstoff, durch die Eingabe direkt auf den Fels bei einer geologischen Struktur mit ausgeprägtem Epikarst rasch in das darunterliegende Karstsystem infiltrieren könnte.

Der Start des Tracerinputes war um 9.00 Uhr am 13. Oktober 1999. Die Grube wurde randvoll mit Wasser gefüllt. Nachdem rund 300 L Wasser in den Untergrund infiltrierte waren, wurde der Tracer Eosin (1 kg) um 10.00 Uhr eingegeben und die Grube wiederum mit Wasser aufgefüllt. Am Nachmittag, als rund die Hälfte des Tracer-Wasser-Gemisches infiltrierte war, wurde die Grube erneut mit Wasser aufgefüllt.

Die zweite und dritte Tracereingabestelle liegt im Lützelbach auf der Höhe des Sportplatzes Kleinklützel, respektive der ARA Kleinklützel. Aufgrund der raschen qualitativen Veränderungen des Lützelquellwassers bei Hochwasserereignissen, wie z.B. dem Anstieg der Trübung wurde vermutet, dass der Lützelbach eine Rolle bei der Verunreinigung der Lützelquelle spielen könnte. Das Bett des Lützelbaches liegt teilweise in der St. Ursanne Formation, in welcher auch die Lützelquelle liegt. Eine Infiltration (I der EPIK-Methode) von Lützelquellwasser in die Lützelquelle wäre deshalb durchaus denkbar und wurde von den Brunnenmeistern von Röschenz und Laufen stark vermutet. Die Tracer Uranin und Sulforhodamin wurden in einem Puls von 20 min Dauer direkt in den Bach eingegeben. Die Probennahmeorte des Traceroutputs sind in Tabelle 4.2 angegeben.

Tracertest 3, März 2000

Die Eingabestellen beim dritten Tracerversuch wurden aufgrund der Resultate und einer Nachprüfung der beiden vorgängigen Versuch gewählt. Ebenso wurde die geologischen Strukturen und die stratigraphische Abfolge im Studiengebiet vertieft berücksichtigt. Das neue Konzept beinhaltete hauptsächlich die Morphologie der geologischen Abfolgen und die Intersektion im Studiengebiet. Die vorkommenden St. Ursanne, Vellerat und Court Formationen weisen sehr unterschiedliche Porositäten auf. Die grösste primäre und sekundäre Porosität hat die St. Ursanne Formation und damit auch die zu erwartende grösste hydraulische Leitfähigkeit. Diese Formation tritt im Gebiet Nieder- und Oberhuggerwald an die Oberfläche und in ihr liegt auch die Lützelquelle. In diesem Tracerversuch sollte vorwiegend das Karstsystem (K der EPIK-Methode) untersucht werden.

Es wurden drei verschiedene Tracereingabestellen gewählt. Die erste Eingabestelle war eine Grube von 1 x 1 x 1.5 m und lag im Gebiet Niederhuggerwald (Koordinaten 600.600 / 251.950). Mit der Sohlentiefe der Grube von 1.5 m konnte die Felsoberfläche nicht erreicht werden, die Sohle lag noch im C-Horizont des Bodens. Aufgrund der hydrogeologischen Karte des Laufentals war im Untergrund die St. Ursanne Formation zu erwarten.

Die Grube wurde am 24. März 2000 um 10.00 Uhr mit Wasser aufgefüllt. Nachdem rund 250 L Wasser in den Untergrund versickert waren, wurde um 11.00 Uhr 1 kg Uranin eingegeben und die Grube wiederum mit Wasser aufgefüllt. Die Infiltrationsdauer des Uranins betrug ca. 18 Stunden, die Konzentration in der Grube betrug 667 ppm Uranin.

Die zweite Eingabestelle war ebenfalls eine Grube mit einer Dimension von 1 x 1 x 2 m (Koordinaten 601.125 / 252.200) im Gebiet Lööli bei Niederhuggerwald. Die Sohle der Grube lag ebenfalls im C-Horizont des Bodens. Auch hier war aufgrund der hydrogeologischen Karte des Laufentals im Untergrund die St. Ursanne Formation zu erwarten.

Am 24. März 2001 um 9.45 Uhr wurde die Grube mit Wasser gefüllt. Um 11.45 Uhr als rund 1000 L Wasser infiltriert waren wurde 1 kg Sulforhodamin eingegeben und die Grube wiederum mit Wasser aufgefüllt. Die Infiltrationsdauer war ca. 18 Stunden, die Konzentration in der Grube betrug 500 ppm Sulforhodamin.

Die dritte Eingabestelle war der Bach im Ludisgraben (Koordinaten 599.400 / 252.125) bei Oberhuggerwald. Der Ludisgraben ist durch eine tektonische Verwerfung entstanden. Das Bachbett liegt in der St. Ursanne Formation. Bei Trockenwetter und mittlerem Wasserstand versickert der Bach vollständig in den Untergrund. Bei dieser Eingabestelle spielen die rasche Infiltration (I), die fehlende Schutzschicht (P) und das Karstsystem (K) der EPIK-Methode eine Rolle.

Der Bach führte rund 10 L Wasser pro Minute, das 300 m unterhalb der Eingabestelle komplett in den karstigen Untergrund infiltrierte. Das Tracer-Wasser-Gemisch (1 kg Eosin in 20 L Wasser) wurde während 30 min ab 9.20 Uhr am 24. März 2000 eingegeben. Die Probennahmeorte des Traceroutputs sind in Tabelle 4.2 angegeben.

Tracertest 4, August 2000

Beim 4. Tracertest wurde in der Eingabestelle Niederhuggerwald (Koordinaten 600.600 / 251.950) Uranin, marine Bakteriophagen und Mikrosphären eingegeben. Der Test wurde zum Studium des Partikeltransportes im Karst durchgeführt und ist hier als Ergänzung und Validierung des Uranintransportes des dritten Tracertestes angegeben (Auckenthaler et al., 2002).

Tracerprobenahme und -analyse

Die Probennahme erfolgte nach den Vorgaben für hydrogeologische Tracerversuche (della Valle et al., 1988). Die Probenahmefrequenz wurde so gewählt, dass effektive Durchbruchskurven aufgezeichnet werden konnten. Die Proben wurden bei Tracerbeginn, d.h. nach der Eingabe der Markierstoffe in der Lützel und Kächbrunnenquelle viertelstündlich entnommen, nach rund 4 Stunden wurde die Frequenz auf halbstündlich verlängert nach 12 Stunden wurde auf stündliche oder zwei stündliche Probenahmefrequenz gewechselt. Eine tägliche Probenahmefrequenz wurden erst im abfallenden Ast der Durchbruchskurve gewählt. Die Beprobung der Hangquellen erfolgte in grösseren Zeitabständen als für die Lützel- und Kächbrunnenquelle. Die Proben wurden mehrheitlich von Hand entnommen. In der Nacht kam in der Lützelquelle teilweise ein automatischer Probensamplers zum Einsatz.

Die Analysen der Tracer erfolgte bei Naturaqua in Bern, einem für tracerhydrologische Auswertungen spezialisiertem Labor. Die Tracer wurden mit einem HPLC (High Pressure Liquid Chromatography) analysiert. Die Detektionslimitten der drei verschiedenen verwendeten Tracer sind: Uranin 0.002 ppb, Eosin 0,010 ppb und Sulforhodamin B 0.015 ppb.

Tab. 4.1: Übersicht der durchgeführten Tracertests in den Gemeinden Röschenz und Kleinlützel. Der Test 4 ist als Ergänzung aufgeführt. Rö: Gemeinde Röschenz; Kl: Gemeinde Kleinlützel

Test	Datum	Koordinaten der Eingabestellen	Name der Eingabestelle (Gemeinde)	Beschreibung der Eingabestelle	Tracer / Menge
1	16.Aug. 1999	601.560 / 252.580	Gobe (Rö)	Fläche 10 x 10 m	Eosin 1,5 kg
2	13.Okt. 1999	601.000 / 252.650 599.200 / 252.775 600.175 / 253.150	Winkel (Kl) FC Kleinlützel (Kl) ARA Kleinlützel (Kl)	Grube 1,5 x 1,5 x 0,8 m Bach Bach	Eosin 1 kg Uranin 0,4 kg Sulforhodamin B 0,4 kg
3	16.Mar. 2000	600.600 / 251.950 601.125 / 252.200 599.400 / 252.125	Niederhuggerwald (Kl) Löli (Rö) Ludisgraben (Kl)	Grube 1 x 1 x 2 m Grube 1 x 1 x 2 m Bächlein	Uranin 1 kg Sulforhodamin B 1 kg Eosin 1 kg
4	28.Aug. 2000	600.600 / 251.950	Niederhuggerwald (Kl)	Grube 1,5 x 1,5 x 2,5 m	Uranin 0,05 kg

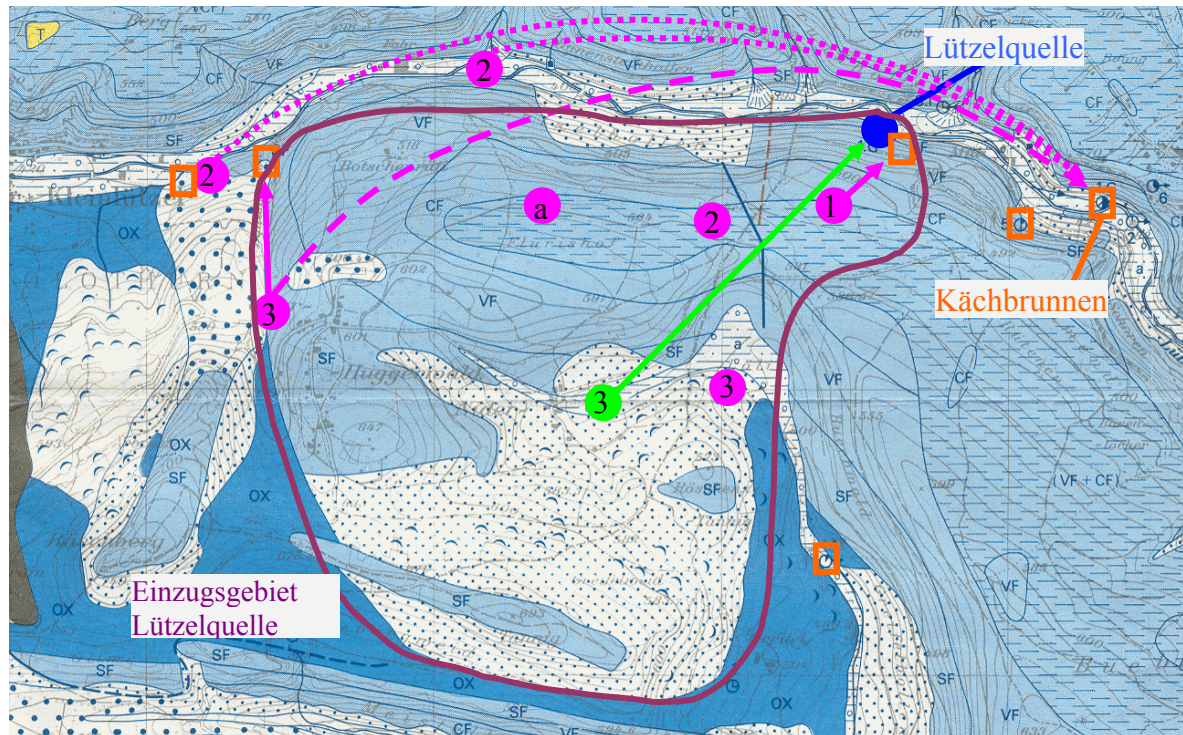


Abb. 4.1: Hydrogeologische Karte des Einzugsgebietes der Lützelquelle (WEA, 1981) mit Färbversuchen sowie gefundenen Wasserwegsamkeiten zu den Quellen. Rosarote Punkte: Färbstellen ohne Verbindung zur Lützelquelle; Nummern in den Punkten entsprechen dem 1., 2. und 3. Färbversuch resp. a einem alten Färbversuch. blauer Punkt = Lützelquelle, grüner Punkt = Eingabestelle Niederhuggerwald; orange Rechtecke = untersuchte Quellen; CF: Court Formation, VF: Vellerat Formation, SF: St. Ursanne Formation, (CF, VF und SF sind Formationen des Malms), OX: Oxfordtone (Wasserstauer). Das vermutete hydrologische Einzugsgebiet der Lützelquelle ist aufgrund der Topographie und der Geologie abgegrenzt.

Tab. 4.2: Übersicht der Probenahmeorte der verschiedenen Tracerversuche. n.n.: kein Tracer nachweisbar; Rö: Gemeinde Röschenz; Kl: Gemeinde Kleinschlützel

Test	Koordinaten der Probenahmestellen	Name der Probenahmestelle (Gemeinde)	Tracer [C _{max}]
1	601.525 / 252.925	Lützelquelle (Rö)	n.n.
	601.575 / 252.875	Hangquelle 3 (Rö)	Eosin 0.095 ppb
	602.075 / 252.600	Müliquelle (Rö)	n.n.
2	601.525 / 252.925	Lützelquelle (Rö)	n.n.
	602.200 / 252.650	Kächbrunnenquelle (Rö)	Uranin 2.680 ppb Sulforhodamin B 2.39 ppb
	602.195 / 252.645	Lützelbach (Rö)	Uranin 265.00 ppb Sulforhodamin B 381.00 ppb
3	601.525 / 252.925	Lützelquelle (Rö)	Uranin 112.60 ppb
	602.200 / 252.650	Kächbrunnenquelle (Rö)	Uranin 0.099 ppb Eosin 0.040 ppb
	602.195 / 252.645	Lützelbach (Rö)	Uranin 5.39 ppb Eosin 2.40 ppb
	599.425 / 252.875	Quelle Ludisgraben (Kl)	Eosin 11.20 ppb
	599.175 / 252.750	Quelle FC Kleinschlützel (Kl)	n.n.
	601.375 / 251.375	Greifelhollen Bach (Rö)	n.n.
4	601.525 / 252.925	Lützelquelle (Rö)	Uranin 3.490 ppb

Resultate der Färbversuche

Die Tracerinputstellen sind in der Karte (Abb. 4.1) eingetragen. Es ist ersichtlich, dass nur bei der Eingabestelle Niederhuggerwald eine direkte hydrologische Verbindung zur Lützelquelle gefunden werden konnte. Untenstehend sind die Tracerfundstellen mit den hydrogeologischen Verbindungen genauer beschrieben.

Lützelquelle

Beim ersten und zweiten Färbversuch konnte keine Verbindung zur Lützelquelle nachgewiesen werden. Die Probennahmedauer war drei bis vier Wochen. Innerhalb dieser Zeitspanne hätten rasche Wasserwege erkannt werden können. Beim dritten Färbversuch konnte lediglich von der Eingabestelle Niederhuggerwald eine allerdings sehr rasche Verbindung zur Lützelquelle festgestellt werden. Das erste Auftreten des Tracers Uranin war bereits 13 Stunden nach der Eingabe. Von der in der Nähe liegenden Eingabestelle Lööli konnte nirgends Markierstoff nachgewiesen werden. Der vierte Färbversuch erneut bei der Eingabestelle Niederhuggerwald bestätigte die Verbindung zur Lützelquelle, zeigte aber auch auf, dass die hydrologischen Verhältnisse entscheidend für den Stofftransport sind. Das erste Auftreten des Markierstoffes war bei diesem Versuch erst nach rund 42 Stunden.

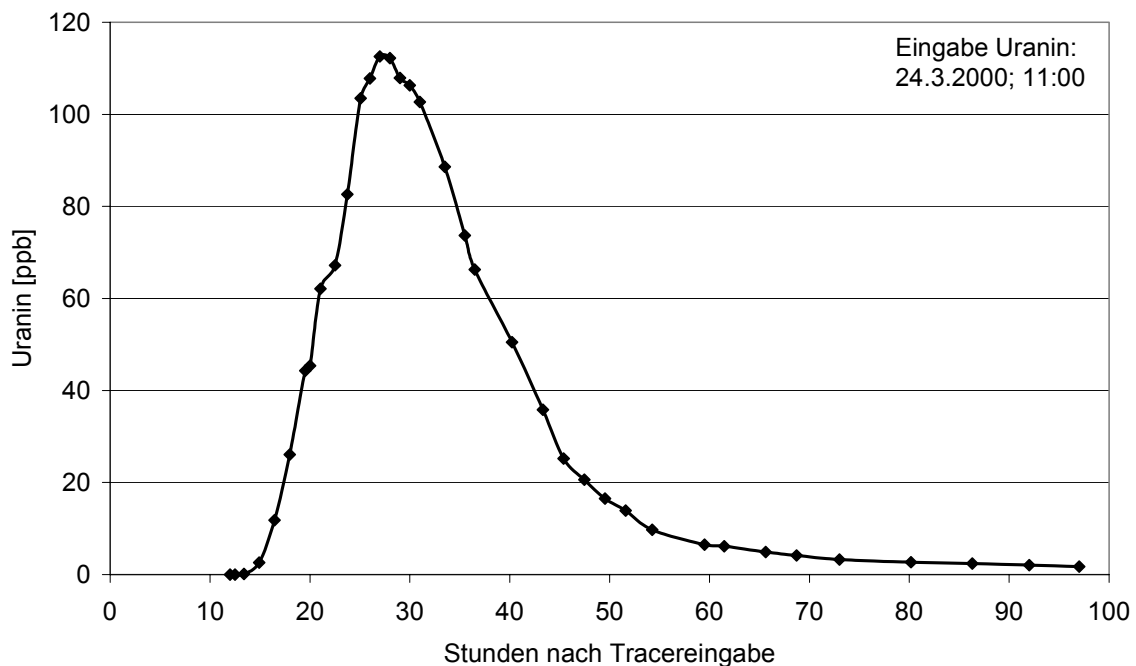


Abb. 4.2: Tracerdurchgang Lützelquelle beim dritten Tracertest

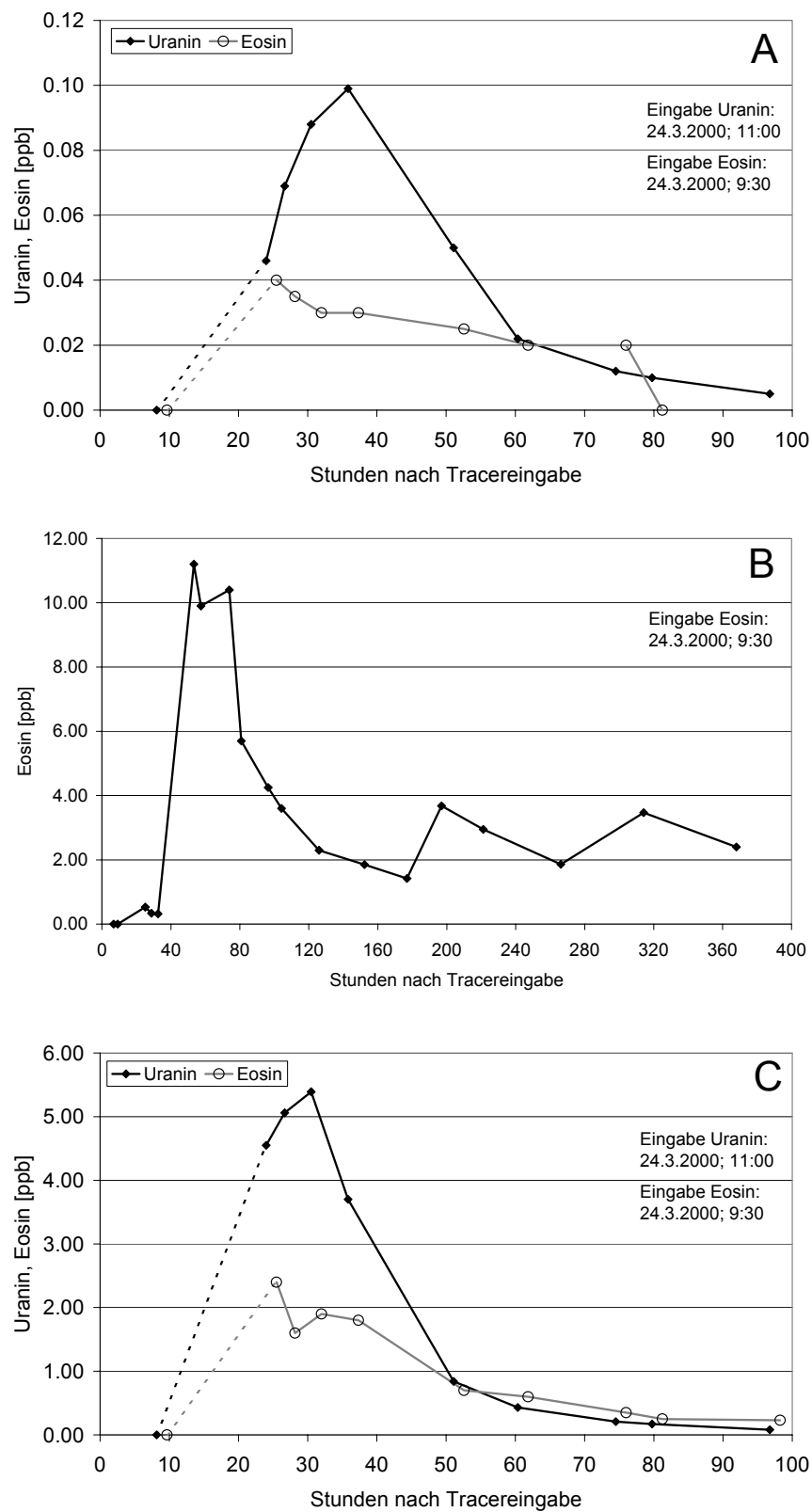


Abb. 4.3: Tracerdurchgang in der Kächbrunnenquelle (A), im Ludisgraben (B) und dem Lützelbach (C) auf Höhe der Trinkwasseraufbereitungsstation der Gemeinde Röschenz

Tab. 4.3: Tracerhydrologische Auswertung

Tracerversuche Röschenz	ermittelte Werte
<i>Lützelquelle Tracerversuch 3 Uranin</i>	
Distanz Impfstelle - Probenahmestelle	1'350 m
minimale Verweilzeit	~13 Std.
maximale Abstandsgeschwindigkeit	2490 m/Tag
Auftreten Konzentrationsmaximum	nach 27 Std.
mittlere Verweilzeit (t 50 % Summenkurve)	31 Std.
mittlere Abstandsgeschwindigkeit	1045 m/Tag
maximale Uranin-Konzentration	112.6 ppb
Schüttung Lützelquelle	2200 l/min
Einspeisemenge Uranin	1000 g
Uranin-Rückgewinnung (bis 28.09.00)	386 g
prozentuale Uranin-Rückgewinnung	39.0%
<i>Lützelquelle Tracerversuch 4 Uranin</i>	
Distanz Impfstelle - Probenahmestelle	1'350 m
minimale Verweilzeit	42 Std.
maximale Abstandsgeschwindigkeit	770 m/Tag
Auftreten Konzentrationsmaximum	nach 76 Std.
mittlere Verweilzeit (t 50 % Summenkurve)	97 Std.
mittlere Abstandsgeschwindigkeit	334 m/Tag
maximale Uranin-Konzentration	3.49 ppb
Schüttung Lützelquelle	800 l/min
Einspeisemenge Uranin	50 g
Uranin-Rückgewinnung (bis 28.09.00)	11.5 g
prozentuale Uranin-Rückgewinnung	23.0%
<i>Kächbrunnen Tracerversuch 2 Uranin und Sulforhodamin</i>	
minimale Verweilzeit Lützelbach - Kächbrunnen	Uranin 45 min Sulforhodamin 50 min
maximale Tracerkonzentration	Uranin 2.68 ppb Sulforhodamin 2.39 ppb
Tracerverdunnung zwischen Lützelbach - Kächbrunnen	Uranin 100 fach Sulforhodamin 160 fach
Pumpenmenge Kächbrunnen	40 L/min
Tracerrückgewinnung	Uranin 22 mg Sulforhodamin 21 mg
prozentualer Anteil Lützelinfiltrat im Kächbrunnen	4%
<i>Kächbrunnen Tracerversuch 3 Uranin und Eosin</i>	
maximale Tracerkonzentration	Uranin 0.099 ppb Eosin 0.04 ppb
Tracerverdunnung zwischen Lützelbach - Kächbrunnen	Uranin 55 fach Eosin 60 fach

Kächbrunnen

Beim ersten Färbversuch wurde die Kächbrunnenquelle nicht untersucht. Beim zweiten Versuch, der Färbung des Lützelbaches konnte wie von früheren Versuchen zu erwarten war, Markierstoff im Kächbrunnen nachgewiesen werden. Der berechnete Anteil an Bachwasser im Grundwasser des Kächbrunnens betrug rund 4%. Dieser Wert kann je nach Fördermenge der Pumpen jedoch erhöht sein.

Beim dritten Färbversuch konnte Uranin und Eosin nachgewiesen werden. Das Uranin stammt vom Überlauf der Lützelquelle, dessen Wasser in den Lützelbach fliesst und von da in den Kächbrunnen infiltrierte. Das Eosin wurde im Ludisgraben eingegeben. Die im Kächbrunnen gemessene Eosinkonzentration kann aufgrund der Verdünnung und dem zeitlichen Auftreten im Lützelbach und in der Kächbrunnenquelle nicht aus dem Bächlein im Ludisgraben stammen, da die gemessene Konzentration dort sehr gering war (vgl. Abb. 4.3).

Andere Quellen

In der Hangquelle rund 50 Meter oberhalb der Lützelquelle konnte im ersten Markierversuch Eosin nachgewiesen werden. Eosin war auch noch im Mai 2000 nach der Tracereingabe im August 1999 also knapp 10 Monate später eindeutig nachweisbar.

Im Bächlein im Ludisgraben bei der Mündung in den Lützelbach konnte während dem dritten Färbversuch Eosin, allerdings in relativ geringen Konzentrationen nachgewiesen werden.

In allen anderen Entnahmestellen konnte während keinem der vier durchgeführten Färbversuche Markierstoffe nachgewiesen werden.

Diskussion

Die drei Färbversuche im Gebiet Röschenz Kleinslützel vom August 1999 bis März 2000 zeigen, dass höchstwahrscheinlich nur eine rasche Wasserwegsamkeit zur Lützelquelle besteht. Diese befindet sich im Gebiet Niederhuggerwald. Je nach hydrologischer Situation liegt die Geschwindigkeit des Stofftransportes durch den Untergrund bei einem halben bis rund zwei Tagen für das erste Auftreten der Stoffe. Der Tracerdurchgang in der Lützelquelle korrespondiert gut mit online Trübungs- und Schüttungsmessungen in der Lützelquelle.

Die Tracereingabestelle Niederhuggerwald wie auch die Lützelquelle liegen beide in der St. Ursanne Formation. Durch die hohe primäre und vermutlich auch sekundäre Porosität dieser Formation sind schnelle Wasserwege erklärbar. Die über der St. Ursanne Formation liegende Vellerat Formation ist aus Kalk-Mergel Wechsellagerungen aufgebaut. Die Mergelbänder von 5-10 cm Schichtdicke bilden einen Wasserstauer für rasche Wasserwegsamkeiten. In den bewaldeten Hängen des Lützeltales finden sich deshalb verschiedene diffuse Quellaustritte. Der erste Färbversuch im Gebiet Gobe hat den Zusammenhang zwischen den Mergelschichten und den Quellaustritten aufgezeigt. In einer Hangquelle in der Vellerat Formation direkt oberhalb der Lützelquelle konnte Eosin in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden, nicht aber in der Lützelquelle selbst.

Beobachtungen im Gebiet Niederhuggerwald nach längeren Niederschlägen im Frühjahr 2001 zeigten, dass sich bei der Färbstelle Niederhuggerwald ein kleiner Weiher bildet, der von einem Bächlein aus dem Weiler 300 m oberhalb gespeist wird. Die Grösse der Versickerungsstelle korrespondiert gut mit der ermittelten Grösse des Peak-Abflussgebietes aus den hydrogeologischen Arbeiten von Pohl, (2000).

Eine weitere Bestätigung der Bedeutung der St. Ursanne Formation im raschen Stofftransport im Gebiet Röschenz-Kleinslützel liefert die Eingabestelle Ludisgraben vom dritten Färbversuch. Bei der Mündung des Bächleins im Ludisgraben in den Lützelbach konnte rund 48 Std. nach Tracereingabe nur eine geringe Eosinkonzentration von maximum 11.2 ppb gemessen werden. Im Lützelbach auf der Höhe des Kächbrunnens und im Kächbrunnen hingegen konnte Eosin in Konzentrationen gemessen werden, die nicht via Mündung des Bächleins im Ludisgraben in den Lützelbach gelangt sind, sondern unterirdisch via St. Ursanne Formation in den Lützelbach und in den Kächbrunnen geflossen sein müssen. Das Maximum der Tracerkonzentration kann aus dem aufgezeichneten Kurvenverlauf nicht genau bestimmt werden, liegt aber bei rund 20 Stunden für den Lützelbach auf Höhe Kächbrunnen und für den Kächbrunnen selbst.

Beurteilung der früheren Färbversuche

Frühere Färbversuche durch Prof. Hauber mit Analysen des Labor Otz in Belmund bei Biel haben zur Schlussfolgerung geführt, dass zum Schutz der beiden Quellen das Gebiet beidseits des Lützeltals von Bedeutung ist. Als regionale Stauer wurden die Oxfordtone genannt. Das Lützeltal oberhalb der ARA Kleinslützel und das Gebiet Niederhuggerwald sind nicht in den Schutzgebieten enthalten.

Eine genauere Betrachtung der durchgeführten Laboranalysen lässt jedoch Zweifel an den gemessenen Tracerdurchgangskurven aufkommen. Die gemessenen Konzentrationen der verwendeten Markierstoffe liegt teilweise deutlich unter der Nachweisgrenze anderer führender Labors. In Tabelle 4.4 sind die Nachweisgrenzen von verschiedenen Labors zusammengefasst. Die Fehlinterpretation der Markierversuche liegt somit in den Nachweisgrenzen der Analysen des Labors Otz.

Unter Berücksichtigung, dass bei den Analysen des Labors Otz lediglich Background gemessen wurde, passen die früheren Färbversuche ins Bild der von uns durchgeführten Versuche und von Naturaqua analysierten Markierstoffe. Die Plateaus spielen nur für die diffuse Belastung wie zum Beispiel durch Nitrat und Pflanzenschutzmittel eine Rolle, die präferenziellen Fliesswege für den Partikeltransport sind in der St. Ursanne Formation ausgebildet.

Tab. 4.4: Nachweisgrenzen von Markierstoffen (Käss, 1998, Parriaux, 1988, SGH, 2002) und deren Nachweis in früheren Färbversuchen in Röschenz

Markierstoff	Nachweisgrenze verschiedene Labors [ppb]	Gemessene Konzentration frühere Färbversuche Röschenz Labor Otz (min-max Werte) [ppb]
Naphthionat	0.08-0.3 meist aber 0.2-0.5	0.007-0.079
Lissamin	0.15-0.40	0.035-0.25
Pyranin	0.01-0.05 (häufig >0.5)	0.0015-0.075
Tinopal	0.1	0.0015-0.114
Rhodamin	2-10	0.0002-0.061

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Schlussfolgerungen

Im Einzugsgebiet der Lützelquelle sind zwei Fließsysteme vorhanden. Das landwirtschaftlich genutzte Plateau südlich des Lützeltales bildet das Einzugsgebiet für den diffusen Wasserfluss mit diffusen Wasseraustritten in Hangquellen. Die Inputstelle für die präferenziellen Fließwege liegt bei Niederhuggerwald innerhalb der St. Ursanne Formation.

Die starken mikrobiologischen, chemischen und physikalischen Qualitätsschwankungen in der Lützelquelle bei Niederschlagsereignissen werden aus dem kleinen lokalen Einzugsgebiet Niederhuggerwald von rund 0.14 km² verursacht.

Die Resultate der Tracerversuche bei der Lützelquelle werden gestützt von online Aufzeichnungen der Trübung und der Schüttung, der Ganglinienseparation aus den hydrologischen Aufzeichnungen der Lützelquelle und der Interpretation geologischer Aufschlüsse im Studiengebiet.

Die Bedeutung des Lützelbaches für eine rasche Infiltration von Oberflächenwasser in die Kächbrunnenquelle konnte bestätigt werden. Zudem konnte aufgezeigt werden, dass die Versickerungsstelle im Ludisgraben (liegt in der St. Ursanne Formation) ebenfalls für raschen Wasserfluss zum Kächbrunnen verantwortlich ist.

Für den regionalen Stofftransport spielen weniger die raschen Wasserwege als das gesamte Einzugsgebiet der Lützelquelle von rund 2.8 km² eine Rolle. Bei der landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsgebietes der Lützelquelle sollte deshalb auf eine ausgeglichene Düngerbilanz und eine Reduktion von persistenten Pflanzenschutzmitteln geachtet werden.

Bei der detaillierten Abklärung des Einzugsgebietes der Kächbrunnenquelle sollten die Erkenntnisse aus den Färbversuchen bei der Lützelquelle einfließen. Aufgrund der heutigen Resultate kann bereits gesagt werden, dass der Schutz der Kächbrunnenquelle wegen der Infiltration von Oberflächenwasser, das durch ungeklärte Abwässer und einer ARA Einleitung verunreinigt wird, problematisch ist. Es scheint deshalb angebracht, die Kächbrunnenquelle nur zur Notwasserversorgung zu nutzen.

Empfehlungen

Aufgrund der vorliegenden Tracerversuche sollten die Schutzzonen im Gebiet Röschenz und Kleinslützel für die Lützelquelle und teilweise auch für die Kächbrunnenquelle überarbeitet werden. In der untenstehenden Karte (Abb. 4.4) sind die vorgeschlagenen neuen Schutzzonen S II eingezeichnet. Das Gebiet Niederhuggerwald ist als Schutzzone S II für die Lützelquelle aufzunehmen. Die Gebiete im Ludisgraben und der Lützelbach sind als S II für den Kächbrunnen von Bedeutung. Im Gegenzug kann die heutige Schutzzonen S II in den südlichen Hanglagen etwas reduziert werden.

Die Einbindung der Gebiete Niederhuggerwald und teilweise Oberhuggerwald und die Schutzzonen S II erfordert weitergehende Gewässerschutzmassnahmen:

1. Der Weiler Niederhuggerwald müsste auf Grund der vorliegenden Ergebnisse an eine Kanalisation angeschlossen werden. Heute wird das häusliche Abwasser der Landwirtschaftsbetriebe und der Einfamilienhäuser in teilweise vermutlich undichte Güllengruben geleitet. Der Siedlungsentwässerung bei ausserordentlichen Niederschlägen sollte auf Grund des Gefährdungspotentials ebenfalls Beachtung geschenkt werden.

2. Die Geländeauffüllung sowie die Deponie im Ludisgraben müssen bezüglich der eingelagerten Stoffe überprüft und wenn nötig saniert werden. Die Geländeauffüllung liegt knapp unterhalb Oberhuggerwald am Strassenrand. Unter ihr in einer Betonröhre fliesst ein kleiner Bach, der bei geringer Wasserführung vollständig in die St. Ursanne Formation infiltriert. Die Deponie liegt am Fuss des Ludisgraben. Die Ablagerung von Gartenabfällen (oberer Teil des Ludisgrabens) sollte in Zukunft ebenfalls verhindert werden.
3. Die Kanalisationsleitung von Oberhuggerwald zur ARA Kleinklützel verläuft im Ludisgraben und weist teilweise ein grosses Gefälle auf. Die Kanalisation sollte auf ihre Dichtigkeit überprüft werden.
4. Von Oberhuggerwald führen Regenentlastungen direkt in den Ludisgraben. Die Wasserqualität in diesen Überläufen sollte überprüft und das Wasser aus den Überläufen wenn nötig geeigneter abgeleitet oder in geeignete Rückhaltesysteme geführt werden.
5. Aufgrund der mikrobiologischen Belastung der Kächbrunnenquelle sollte zudem die Qualität des Lützelbaches längerfristig verbessert werden. Dies würde bedeuten, keine ungeklärten Abwässer mehr einzuleiten und die Ausläufe von Kläranlagen möglichst unterhalb der Quelfassung zu verlegen.
6. Die bestehenden Schutzzonen S III kann neu als Zustromsbereich Z_u bezeichnet werden, da diese Gebiete nur eine geringe Vulnerabilität für die Lützelquelle darstellen. Aus Sicht des regionalen Gewässerschutzes wäre allerdings eine Beschränkung der Stickstoff und Pflanzenschutzmittelgaben auf heutigem Niveau sinnvoll.

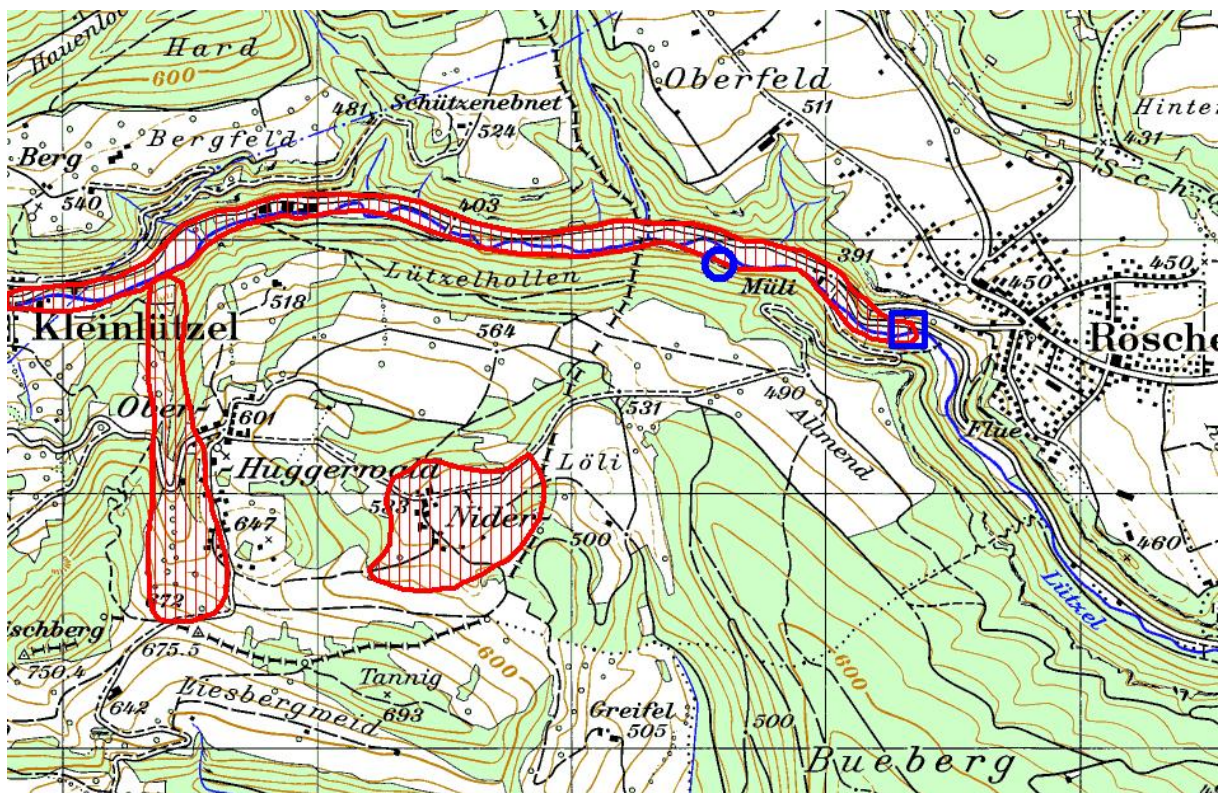


Abb. 4.4: Karte zur Ausscheidung der Schutzzonen S II. ○ = Lützelquelle; □ = Kächbrunnen; schraffierte Fläche: vorgeschlagene Schutzzonen S II

Die Gemeinde Röschenz hat 2002 eine neue Trinkwasseraufbereitungsanlage in Betrieb genommen. Das 6-stufige Verfahren sollte in der Lage sein, Quellrohwater mit relativ hohen mikrobiellen Belastungen sicher aufbereiten zu können, so dass im Normalfall keine Gesundheitsgefährdung für die KonsumentInnen besteht. Zu beachten sind aber Rohwasseruntersuchungen der Lützelquelle bei Niederschlagsereignissen die das Gefährdungspotenzial durch pathogene Keime aufzeichnen (Auckenthaler et al., 2002, Raso, 2001; Hobbins, 1999; Ruchti, 1999). Neben einer einwandfreien Aufbereitung ist die Reduktion der Keimbelastung im unmittelbaren Einzugsgebiet deshalb notwendig. Der Wasserbezug findet vor allem von der Lützelquelle statt, die Kächbrunnenquelle wird nur bei zu starker Trübung der Lützelquelle zugeschaltet. Punkt 1. der Empfehlungen hat daher von der Wassernutzung der Gemeinde Röschenz die grösste Bedeutung und sollte möglichst rasch umgesetzt werden. Die Punkte 2. bis 5. betreffen die Kächbrunnenquelle. Da diese Quelle nur sekundär genutzt wird, ist ein Schutz zwar aus Gewässerschutzüberlegungen wünschenswert aber aus heutiger Sicht betreffend der Trinkwasserqualität nicht unbedingt zwingend.

Literatur

- Alfrieder, A., Krössenbacher, M. and Psenner, R. 1997. Groundwater samples do not reflect bacterial densities and activity in subsurface systems. *Water Resources*, 31(4):832-840.
- Auckenthaler, A., Raso, G. und Huggenberger, P. (2002): Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres, *Water Science and Technology*, Vol. 46, No. 3, 131-138.
- AUE, 1998. Gewässerschutzkarte des Kantons Basel-Landschaft. Amt für Umweltschutz und Energie.
- Bissegger, Ch., 1997. Development of a new method to detect *Cryptosporidium parvum* oocysts from water samples by using aluminium sulphate flocculation and immunomagnetic separation. MSc Thesis in Biology I University of Basle.
- Doerfliger, N. und Zwahlen, F., 1998. Praxishilfe Kartierung der Vulnerabilität in Karstgebieten (Methode EPIK)“ herausgegeben vom BUWAL.
- Gewässerschutzgesetz SR 814.20
- Hobbins, M., 1999. An assesment of the presence and relevance of UuCV in Switzerland through a newly installed RT-PCR detection method – a first step. MSc Thesis in Biology I University of Basle.
- Karanis, P. and Seitz, H. M., 1996. Vorkommen und Verbreitung von *Giardia* und *Cryptosporidium* in Roh- und Trinkwasser von Oberflächenwasserwerken. *gwf Wasser Abwasser*, 137(2):94-100.
- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J. et al. 1994. A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. *The New England Journal Of Medicine*, 331(3):161-167.
- Metzler, A., Regli, W., Leisinger, M., Heider, H., Schweizer, K. und Tabisch, A., 1996. Viren und Parasiten im Trinkwasser: Risiken und Prävention. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* 87:55-72.
- Parriaux, A., Liszaky, M., Müller, I. und della Valle, G., 1988. Leitfaden für den Gebrauch künstlicher Tracer in der Hydrogeologie. Schweizerische Geologische Gesellschaft, pp 49.
- Pohl, B., 2000. Charakterisierung der hydrogeologischen Systemparameter des Einzugsgebietes einer Trinkwasserquelle im Karst am Beispiel Röschenz (Nordwestschweiz) zur differenzierten Ausscheidung von Grundwasserschutzzonen. MSc Thesis in Geology, University of Basle.
- Raso, G., 2001. Mikrobiologische Veränderung eines Karstquellwassers: Einfluss von Regen und natürlicher Düngung. MSc Thesis in Biology I University of Basle.
- Regli, W., 1994. Verbesserte Methoden für die Isolierung und den Nachweis von *Giardia* – Zysten und *Cryptosporidien* – Oozysten in Oberflächengewässern: Flockung mit $Al_2(SO_4)_3$ und fluorescence-activated cell sorting (FACS). Inaugural Dissertation Veterinär-medizinische Fakultät, Uni Zürich, pp.70.
- Ruchti, S., 1999. Zur Epidemiologie von *Cryptosporidium* sp.: Oocysten-Dichten in Oberflächen-, Roh- und Trinkwasser im Lützelthal (BL/SO). MSc Thesis in Biology I University of Basle.
- Ryan, M. and Meiman, J., 1996. An examination of short-term variations in wate quality at a karst spring in Kentucky. *Ground Water*, 34(1):23-30.
- SGH, 2002. Einsatz künstlicher Tracer in der Hydrogeologie, Praxishilfe. Arbeitsgruppe Tracer der Schweizerischen Gesellschaft für Hydrogeologie, SGH, Berichte BWG, Serie Geologie, Nr. 3 – Bern, p. 75.
- Slade, J. S., 1985. Viruses and bacteria in a chalk well. *Wat. Sci. Tech.*, 17:111-125.
- Snowdon and Cliver, 1989. Coliphages as indicators of human enteric viruses in Groundwater, *Critical Reviews in Environmental Control*, 19(3):231-249.
- Svoboda, P., Ruchti, S., Bissegger, C. und Tanner, M., 1999. Occurence of *Cryptosporidium* spp. Oocystes in surface, raw and drinking water samples. *Mitt. Lebensm. Hyg.*, 90:553-563.

Particle Transport in a Karst Aquifer³ 5

Abstract

Fast changes in spring water quality in karst areas is a major concern for production of drinking water and requires detailed knowledge of the complex interaction between karst aquifer, transport behavior of microorganisms and water treatment. We have conducted artificial and natural particle transport experiments at a karstic spring with bacteria, bacteriophages, microspheres, and pathogens. Transport of the investigated microorganisms, turbid matter and chemical pollutants as well as increase in discharge are strongly related to precipitation and the heterogeneity of the aquifer. The indicator bacteria *E. coli* revealed a significant correlation to verotoxin-producing *E. coli* and *Cryptosporidium spp.* We conclude that artificial particle tracers can help identifying “hot spots” for microbial recharge and that system parameters in spring water such as turbidity, UV-extinction and increase in discharge can be key parameters for efficient raw water management.

Keywords: Karst aquifer; microorganisms; particle transport; pathogens; tracer

Introduction

The production of drinking water of steady quality in karst areas is an ambitious task for public water supplies and requires detailed knowledge of the complex interaction between karst aquifer, transport behavior of microorganisms and drinking water treatment. Carbonate rocks, many of which are karstic, underlay about 35% of Europe and often are the only economically acceptable source of water. In Switzerland, about 15% of groundwater used for drinking water supply is provided by karst aquifers (Doerfliger, 1996). Because of their special features, karst aquifers are very vulnerable to contamination. Their heterogeneity leads to huge variations in permeability and enables poorly filtered concentrated recharge to take place (Jeannin, 1995). Recharge can be swift and violent allowing little time for autopurification processes for chemical contaminants or filtration of microorganisms. Thereby high concentrations of microorganisms can occur in spring water during rainfall events regardless to the season (Montandon et al., 1995). Major efforts to protect spring water from contamination by microorganisms, nitrogen and other pollutants led to the definition of groundwater protection zones, mainly based on design-driven considerations and large

³ Auckenthaler, A., Raso, G. und Huggenberger, P., 2002. Particle Transport in a Karst Aquifer: Natural and Artificial Tracer Experiments with Bacteria, Bacteriophages and Microspheres. Water Science and Technology, 46, 3, 131-138.

scale general geologic maps. Based on this, vulnerability maps have been established in most countries in Europe and in North America. However, the small-scale perimeters of groundwater protection zones defined without specific field investigation, e.g. tracer tests, could not ensure the quality requirements regarding microbial pollution.

Consequently, many waterborne outbreaks are reported every year (Lisle and Rose, 1995; Ford, 1999; Kramer et al., 2001). The agents causing illnesses are various pathogenic microorganisms such as *Cryptosporidium*, verotoxin-producing *E. coli* (VTEC) and viruses. The occurrence of these pathogens in drinking water can at least partly be explained by the present practice of drinking water controls which neither include event-based monitoring nor pathogen-specific testing. In Switzerland, communities with up to 5000 inhabitants are obliged by Swiss drinking water regulation to have their drinking water monitored only twice a year (SVGW, 1997). Data from periodic controls, however, are difficult to interpret since chemical, physical and microbiological quality changes are not linearly related to precipitation (Ryan and Meiman, 1996). Furthermore, instead of pathogens, indicator bacteria are monitored which are believed to correlate with the pathogens in their transport behavior. However, pathogens can be present in drinking water when no indicator bacteria are present (Svoboda et al., 1999). As a consequence, the present strategy of sampling cannot give accurate indication of microbial risk with respect to public health.

Being aware of this situation, variable sequences of water treatment steps (multiple barrier system) - depending on financial possibilities and safety requirements - are installed. However, the selection of these treatment steps is mostly not based on the amplitude of microbial contamination of the raw water, but it is influenced by rather practical and economical reasons lacking scientific knowledge of the specific risk. Before this background it is obvious that an end product monitoring of drinking water is insufficient (Snozzi, 2000).

We describe an investigation of the transport of artificial particle tracers and natural groundwater microorganisms in a karst aquifer. The aim of the investigation was to improve the understanding of the behavior and the transport of pathogens, indicator bacteria and other particles from the top-soil to the drinking water supply. The results show that correlation of pathogens and indicator bacteria exists and that some of the microorganisms correlate as well with the physical and chemical system parameters such as turbidity, UV-extinction and increase in discharge. In addition, we could show that artificial particle tracer tests with bacteriophages and microspheres accompanied by detailed geological analysis allow the delineation of “hot spots” responsible for most of the microbial pollution in the karstic spring water.

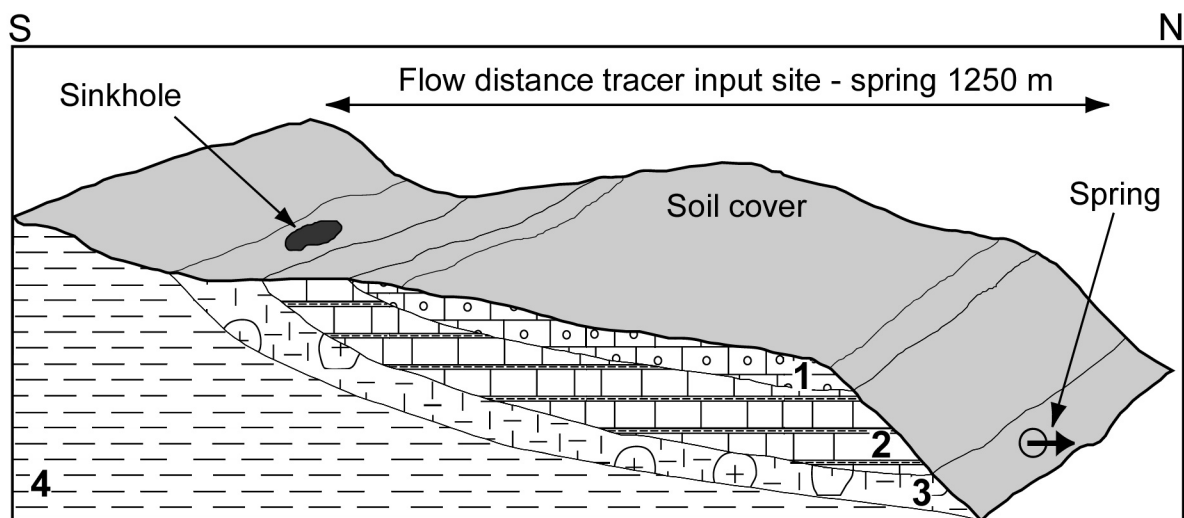


Fig. 5.1: Schematic cross section of the study area in Northwestern Switzerland. Numbers indicate different geologic formations: 1 Court Formation, 2 Vellerat Formation, 3 St. Ursanne Formation, 4 Oxford Clay. The formations 1 to 3 build the aquifer, the Oxford Clay is the aquitard (Gygi et al., 1998).

Methods

Effects of precipitation on the water quality at a karst spring were assessed in the folded Jura of Northwestern Switzerland. The main aquifer consists of limestone including different facies such as patch-reefs and highly porous detritic limestone embedded in low permeable, deformed, folded geologic formations (Fig. 5.1). The slopes are covered by forest and the plateaus are mainly used as farmland. The investigated karstic spring (Lützelquelle) has a discharge in the range of 800 to 3000 L/min and shows strong variations in concentration of microorganisms and turbidity. Nitrate concentration is more or less constant between 4.0 and 4.5 ppm N and was not concluded to have any relevant impact on water quality (Auckenthaler, in preparation). The whole catchment area covers about 3 km². Peak discharge of the spring is influenced by a small restricted area of about 0.14 km² (Pohl, 2000). Hydrologic conditions, discharge and turbidity were measured online with a data logger during one year. Discharge of the spring water was recorded using a V-notch (or triangular) weir with an angle of 90° according to Grant and Dawson (1997). Turbidity was recorded every 10 minutes with a SIGRIST WTM 500 turbidity meter at 880 nm.

Over a period of three months samples of *E.coli* and enterococci were taken 3 to 6 times a day. The indicator bacteria were measured according to Swiss drinking water regulation (SLMB, 1987). During two rainfall events, *Cryptosporidium spp.*, verotoxin-producing *E.coli* (VTEC) and UV-extinction were added to the test program. The two pathogens were analysed according to adapted methods which are described elsewhere (Baumgartner and Grand, 1995; IMD; Svoboda et al., 2001). UV-extinction was measured online every 10 minutes with a SIGRIST Process Photometer (CA100 UV254 SAK) at 254 nm. Rainfall was recorded in the study area with a meteorological station.

Experiments with artificial tracers, uranine, marine bacteriophages H4 and H40, and microspheres were conducted to study preferential flow and diffusive flow path in the system. The tracers were injected in a trench (1 m x 1 m x 2 m) and flushed with 2 m³ of water. The analysis of the fluorescent dye was done in a specialised laboratory for hydrogeological tracer tests (NATURAQUA, Berne, Switzerland). The detection limit for uranine analysed with High Pressure Liquid Chromatography (HPLC) is 0.002 ppb. The marine bacteriophages with negative surface charge were analysed at the University of Neuchâtel, Switzerland, Laboratoire de Microbiologie. The method is based on plaque forming units according to Rossi (1994). NUCLEOPORE filters (polycarbonate membrane) with a pore width of 0.2 µm were used to filter a 50 mL sample volume with the expected fluorescent carboxylated microspheres of 1 µm diameter. The filters were analysed under a fluorescence microscope for bright fluorescent spherical microspheres.

Results

Discharge, turbidity and UV-extinction at the spring showed very fast recharge of the karst aquifer after rainfall events. The increase in discharge was dramatic and doubled within hours, whereas decline to its base conditions took several days. At base flow conditions, turbidity was in a range of 0.5 to 1.5 FNU. During peak flow this value rose up to more than 30 FNU. Discharge preceded turbidity and UV-extinction during rainfall events. On a minimum amount of rainfall of about 10 mm within 24 h (Pohl, 2000) the system reacted within 1 to 3 days, depending on the internal pore structure, the water conduits and the degree of saturation of the system (Auckenthaler, in preparation). Return to base flow conditions of all investigated parameters at the spring was within a few days.

In the artificial tracer test all three tracers could be detected at the spring at a distance of 1250 m from the injection site. The first breakthrough and the peak maximum of the bacteriophages

preceded the uranine (Fig. 5.2). The maximum transport velocity of the bacteriophages and the uranine for the first arrival at the spring was 846 m/d and 770 m/d respectively. The recovery rate of the bacteriophages H4 and H40 was about 2.5%, the recovery rate of uranine 23.0%. The microspheres arrived much faster than the other tracers with a maximum flow velocity of 6113 m/d and a recovery rate of 1%. Similar behavior has been described by Käss (1994), Doerfliger (1996) and Rossi et al. (1998).

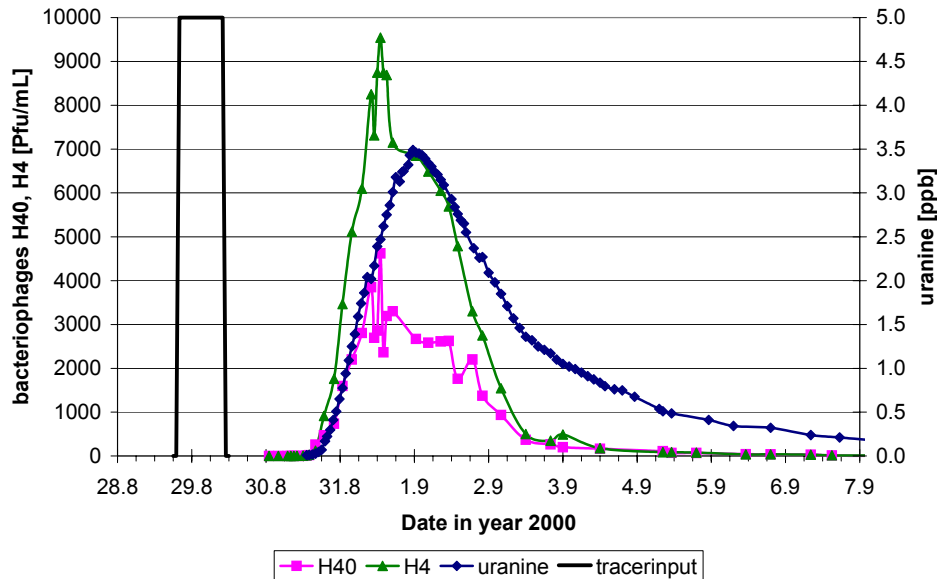


Fig. 5.2: Breakthrough curve of marine bacteriophages H40 and H4 and uranine in an artificial tracer test started on August 28th 7:40 pm. The tracers were injected in a trench (1 x 1 x 2 m). The first breakthrough of the bacteriophages occurred after 65 hours and of the uranine 76 hours after injection.

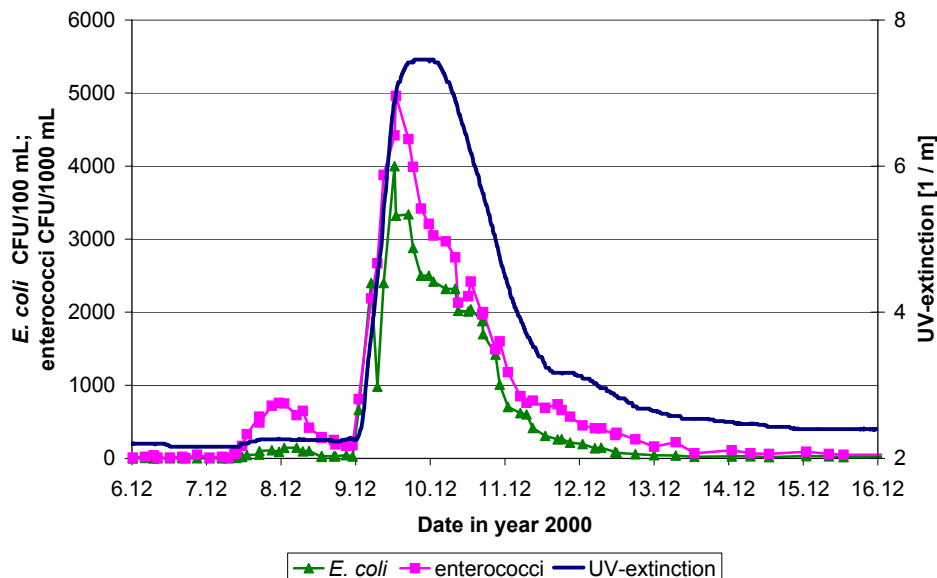


Fig. 5.3: *E. coli*, enterococci and UV-extinction breakthrough in the karstic spring after rainfall on 8th December. The particles precede the UV-extinction. UV-extinction represents molecules which are assumed to undergo the same filtration and transport mechanisms as uranine in Fig. 5.1.

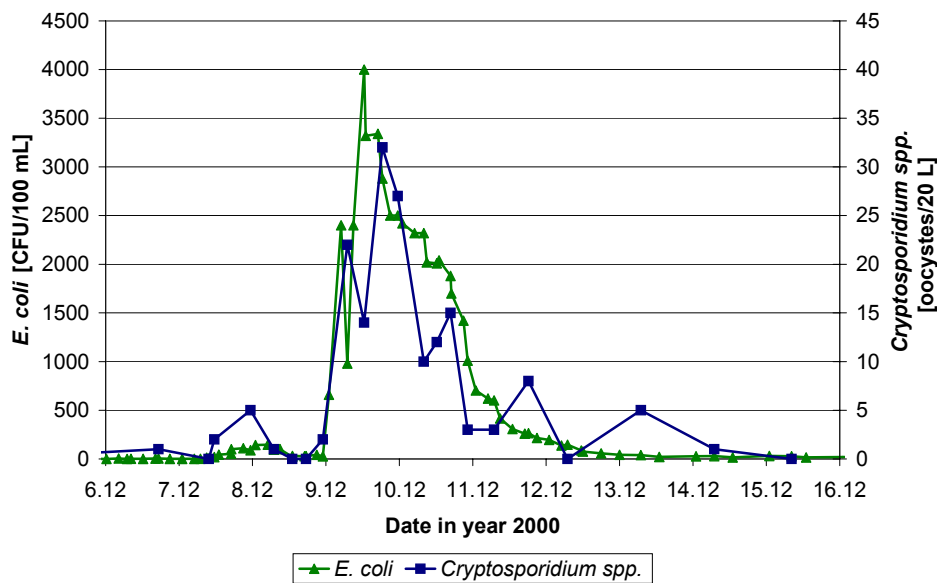


Fig. 5.4: *Cryptosporidium* spp. and *E. coli* breakthrough after rainfall on 8th December 2000. There is a strong correlation between these two microorganisms in this experiment.

The shape of the breakthrough curve of colony forming units (CFU) of *E. coli* and enterococci in the rainfall events was similar to the shape of the breakthrough curve of the bacteriophages. Within hours, the concentration of *E. coli* rose by 3 log units and by 2 log units for enterococci. The maximum of the UV-extinction was retarded in comparison to the bacteria (Fig. 5.3).

Cryptosporidium spp. showed a different behavior in the two observed rainfall events. During the first event in October 2000 the pathogen could be detected in several samples but did not show a characteristic breakthrough curve. The highest concentration was 4 Oocysts per 20 L. In the second event in December 2000, a breakthrough curve, which correlated to *E. coli*, could be detected and is shown in Fig. 5.4.

Verotoxin-producing *E. coli* (VTEC) were related to rainfall events. There was a strong correlation of the presence of VTEC to high *E. coli* concentrations in the spring water (Fig. 5.5). At *E. coli* concentrations of >300 CFU/100 mL almost all samples were positive for VTEC. Altogether, 34 (62%) out of 55 samples were positive for VTEC.

Discussion

Particle transport in the studied karst aquifer strongly depends on the heterogeneity of the rock matrix. The concentration distribution of the measured parameters at the spring in comparison with the hydrograph can be explained by local infiltration of polluted surface waters in restricted areas which correspond to direct links between near surface sinkholes and karst conduits. Similar behavior has been also described for other karst aquifers (Jeannin, 1995; Doerfliger, 1996). The data from different rainfall events clearly document a time shift between the concentration curve of the measured parameters. We could observe that discharge increased significantly before any other parameter started to change its value. The delay between initial discharge response and arrival of runoff-derived waters is probably due to the time required for the displacement of antecedent, that is, pre-event, water in the conduit system between the input and the spring (Ryan and Meiman, 1996). At base flow conditions, when the spring is fed by the whole water in the rock matrix consisting of smaller pores, fissures or cracks, water quality almost satisfies drinking water standards.

The shape of breakthrough curve of bacteriophages and microspheres at the spring after tracer injection in the supposed recharge area was similar to that of *E. coli* and enterococci after rainfall events. Artificial tracers and natural bacteria had similar concentration and duration of peaks and time delays between input and first arrival at the spring. Due to the heterogeneity of the karst aquifer, microbial recharge to the aquifer occurs very locally at restricted surface areas. The main recharge area could be detected by artificial particle tracer tests in our study area. The recovery rates of bacteriophages and microspheres were in the same order and it is assumed that there is no die-off in bacteriophages within a transport time of some days (Rossi et al., 1998). The distinct difference in recovery rate comparing uranine, bacteriophages and microspheres may be explained by filtration effects in the soil and subsoil layers respectively. The earlier arrival times of the artificial particle tracers and the natural bacteria compared to the dissolved uranine or the increase in UV-extinction could be due to matrix exclusion of particles in the soil and the underlying quaternary deposits (Lawarance and Henry, 1996). However, the big difference in time shift of the first occurrence of microspheres and bacteriophages could be an analytical effect. Only 2 mL sample volume were analysed for bacteriophages results, whereas for microspheres 50 mL were used. Since the detection limit for the microspheres was much lower, they could have been detected earlier, that is in lower concentrations, than the bacteriophages what imitates faster transport of microspheres. The amount of injected tracer of 2.9×10^{14} bacteriophages H40, 6.1×10^{14} bacteriophages H4 and 2.88×10^{11} microspheres is comparable to the amount of *E. coli* during manure spreading (Raso, 2001). As a conclusion, particle tracers in combination with classical fluorescent dyes can be useful to get information about the karst system. To identify the origin and the risk of microbial pollution, however, these experiments have to be combined with geological and hydrogeological analysis of the area.

The present experiments indicate that the occurrence of pathogens is linked to rainfall events and correlates with the indicator bacteria *E. coli* and enterococci in the raw water. The two investigated rainfall events showed different behavior of *Cryptosporidium spp.*. Whereas in the December event a breakthrough curve could be recorded, none had been found in the October event. This difference could not be explained accurately. Nevertheless, *Cryptosporidium spp.* was only present, when also *E. coli* was present. A similar relationship to rainfall events was reported by Svoboda et al. (1999)

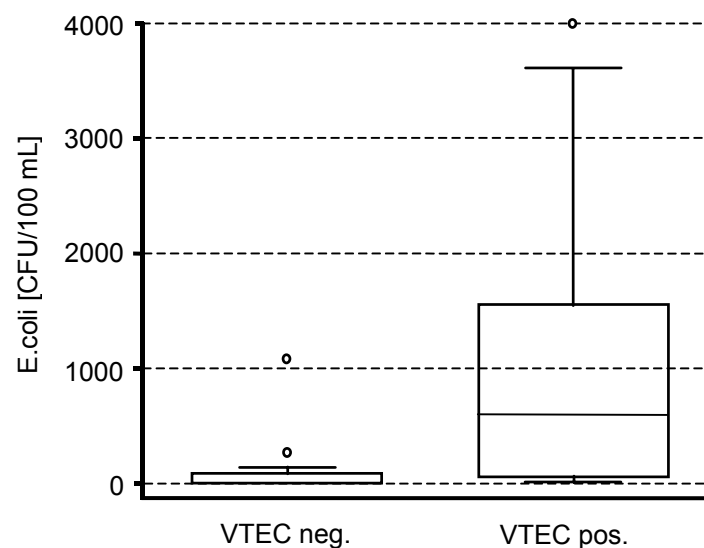


Fig. 5.5: Boxplot of VTEC versus *E. coli*. At a concentration of 300 CFU/100 mL almost all samples showed also VTEC.

for *Cryptosporidium spp.* in the same study area. The other investigated pathogen, VTEC had a strong coincidence with high *E. coli* concentrations in the spring water. At *E. coli* concentrations of about 300 CFU/mL, which were reached during every rainfall event, VTEC was present in almost all samples. This gives the detection of *E. coli* a certain importance for the evaluation of drinking water quality standards. In the present field system *E. coli* as well as enterococci are suitable indicators for pathogens in raw water. Similar behavior has been also described for other water systems (Edberg et al., 1997; Payment et al., 2000).

A disadvantage of monitoring indicator bacteria or pathogens in raw and drinking water is, that the analysis takes some hours or even days and in addition, the methods used for pathogen monitoring are often inadequate (Fricker, 1998; OECD, 1998). Alternative strategies, such as optimizing treatment and maintaining water quality throughout storage and distribution have been proposed (Allen et al., 2000). However, the degree of microbiological quality change in the karstic spring water is considerable. High concentrations of pathogens and *E. coli* accompanied by an increase in turbidity requires a multiple-barrier system in water treatment in order to produce safe drinking water. Our study clearly demonstrates that the present methods of monitoring drinking water quality in karst areas in Switzerland are inadequate with respect to microorganisms. Efficient drinking water monitoring should include monitoring of system parameters in the raw water such as discharge, turbidity and UV-extinction. However, in contrast to other results (Ryan and Meiman, 1996) we have seen that turbidity and UV-extinction can rise several hours after microorganisms in spring water. To rely only on these parameters could be dangerous because high concentrations of pathogens could unexpectedly occur at the spring and as a consequence, raw water would not be rejected by the water treatment plants. Discharge proved to be a much safer system parameter because it raised before pathogens and indicator bacteria. Measurement of discharge can therefore help identifying high-risk phases for microorganisms before they occur and could lead to a safer drinking water production.

Conclusion

At a karst spring with rapidly changing water quality particle transport was investigated by various tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. These investigations served to assess the risk of microbial pollution of the spring water with respect to public health. The results of the investigations show the following: (1) Tracer tests with artificial particles showed similar results as analysis of natural bacteria during rainfall events. This similarity in behavior, combined with geological and hydrogeological investigation of the area can help identifying restricted recharge areas for microbial pollution. (2) Rainfall events at karst springs can result in high concentrations of microorganisms in raw water. Event-based sampling strategies were found more effective than periodic sampling. (3) In karst aquifers, bacterial indicators can reflect the presence of pathogenic microorganisms. High concentrations of indicator bacteria suggest a high risk of pathogens. (4) Results from various rainfall events showed a time shift between an increase in discharge and the concentration curves of the other parameters measured. Discharge proved to be the main key parameter for efficient raw water monitoring, since it clearly preceded turbidity, UV-extinction and microorganisms.

References

- Allen M. J., Clancy J. L. and Rice E. W. (2000) The plain, hard truth about pathogen monitoring. *J AWWA*, **92**, 9, 64-76.
- Baumgartner A. and Grand M. (1995). Detection of verotoxin-producing *Escherichia coli* in minced beef and raw hamburgers: comparison of polymerase chain reaction (PCR) and immunomagnetic beads. *Arch. Lebens. hyg.*, **46**, 125-148.
- Doerfliger N. (1996). *Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping (EPIK method)*. PhD thesis University of Neuchâtel, CH.
- Edberg S. C., LeClerc H. and Robertson J. (1997). Natural protection of spring and well drinking water against surface microbial contamination. II: Indicators and monitoring parameters for parasites. *Critical Reviews Microbiology*, **23**, 2, 179-206.
- Ford T. E. (1999). Microbiological safety of drinking water: United States and global perspectives. *Environmental Health Perspectives*, **107**, Suppl. 1, 191-206.
- Fricker C. R., (1998). Old versus new methods. *OECD Workshop Interlaken 1998 on Molecular Technologies For Save Drinking Water, Abstracts*, 24.
- Grant D. M. and Dawson B. D. (1997). *ISCO open channel flow measurement handbook*. 5th edn, Isco.
- Gygi R. A., Coe A. L. and Vail P. R. (1998). Sequence stratigraphy of the oxfordian and kimmeridgian stages (late jurassic) in northern Switzerland. *Mesozoic and Sequence Stratigraphy of European Basins, SEPM Special Publication*, **60**, 527-544.
- IMD, Vorschrift Methode IMD AG (Institut für medizinische Diagnostik AG)
- Jeannin P.-Y. (1995). Comportement hydraulique mutuel des volumes de roche peu perméable et des conduits karstiques: conséquences sur l'étude des aquifères karstiques. *Bulletin d'Hydrogéologie*, **14**, 113-148.
- Käss, W., Schaber, J. and Schloz, W. (1994). Eine kombinierte Karstgrundwassermarkierung mit Uranin und Mikrokügelchen zwischen Geislingen-Waldhausen und Eybach. *Laichinger Höhlenfreund*, 61-70.
- Kramer M. H., Quade G., Hartemann P. and Exner M. (2001). Waterborne diseases in Europe 1986-1996. *J AWWA*, 48-53.
- Lawrence J. R. and Hendry M. J. (1996). Transport of bacteria through geologic media. *Can. J. Microbiol.*, **42**, 410-422.
- Lisle J.L. and Rose J.B. (1995). Cryptosporidium contamination of water in the USA and UK: a minireview. *J Water SRT*, **44**, 103-117.
- Montandon, P.-E., Mages, J-F. and Miserez, J-J. (1995). Etude de l'écoulement et de l'autoépuration du system karstique. Exemple de la vallée de La Ronde (JU Suisse). *Bulletin d'Hydrogeologie*, 14:177-198.
- OECD (1998). *OECD Workshop Interlaken 1998 on Molecular Technologies For Save Drinking Water, Abstracts*.
- Payment P., Berte A., Prévost M., Ménard B. and Barbeau B. (2000). Occurence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence river (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. *Can. J. Microbiol.*, **46**, 565-576.
- Pohl B. (2000). *Charakterisierung der hydrogeologischen Systemparameter des Einzugsgebietes einer Trinkwasserquelle im Karst am Beispiel Röschenz (Nordwestschweiz) zur differenzierten Ausscheidung von Grundwasserschutzzonen*. MSc Thesis University of Freiburg, D.
- Raso G., (2001) *Mikrobiologische Veränderungen eines Karstquellwassers: Einfluss von Regen und natürlicher Düngung*. MSc Thesis University of Basle, CH.
- Rossi, P. (1994). *Advances in biological tracer techniques for hydrology and hydrogeology using bacteriophages*. PhD Thesis University of Neuchâtel, CH.
- Rossi P., Dörfliger N., Kennedy K., Müller I. and Aragno M., (1998). Bacteriophages as surface and groundwater tracers. *Hydrology and Earth Systems Sciences*, **2**, 1, 101-110.
- Ryan, M. and Meiman, J. (1996). An examination of short-term variations in water quality at a karst spring in Kentucky. *Ground Water*, 34(1):23-30.
- SLMB (1987). *Schweizerisches Lebensmittelbuch*, Kap. 56.
- Snozzi M. (2000). Neue Konzepte und Methoden für die mikrobiologische Qualitätssicherung des Trinkwassers. *Mitt. Lebensm. Hyg.*, **91**, 44-52.
- SVGW (1997). W1 Richtlinien für die Überwachung der Trinkwasserversorgungen in hygienischer Hinsicht, Schweizerischer Verein des Gas und Wasserfaches.
- Svoboda P., Ruchti S., Bissegger, C. and Tanner, M. (1999). Occurence of *Cryptosporidium spp.* oocysts in surface, raw and drinking water samples. *Mitt. Lebensm. Hyg.*, **90**, 553-563.
- Svoboda P., Bissegger, C., Tanner, M. and Campbell, A. (2001). Comparison of immunomagnetic separation and flocculation to isolate *Cryptosporidium spp.* oocysts from drinking water samples. *Mitt. Lebensm. Hyg.*, **92**, 168-177.

Transport of Microorganisms through a Karst Aquifer⁴

6

Abstract

Karst aquifers are very susceptible to microbial contamination due to little filtration effect in fast flow conduit systems. To minimize risk to public health when using karst waters for drinking water production, the local input distribution and the temporal occurrence of microorganisms at springs should be known. Based on this information a water intake management scheme for karst spring waters can be established. To gain a better understanding of microorganism transport phenomena in karst systems, *E. coli*, enterococci, *C. perfringens* and heterotrophic plate count bacteria were analysed during and after several precipitation events at a karst spring in Northwestern Switzerland. In addition, an artificial particle and dye tracer test was performed. Along with the experiments discharge and precipitation were measured continuously. The artificial tracer test confirmed a single input location for microorganisms and gave a characterisation of the residence time distribution between that input site and the spring. This information was used in conjunction with an advection-dispersion model to calculate the transport parameters transport velocity, v , dispersion coefficient, D_L , and mass per unit discharge, M/Q , of the indicator microorganisms. The standard deviations of the fitted parameters were derived by performing a bootstrap procedure. During sub-precipitation events the different indicators show almost equal transport behaviour (t -test method, $p=0.05$). However, there was a great variance in v and D_L over different precipitation events, resulting in dispersivity, α , ranging from 9-226 m and inverse Peclet numbers, P_D , ranging from 0.008-0.210. Relationships between the transport parameters, v , D_L and M/Q and precipitation and discharge, derived by performing stepwise multiple linear regression, can only account for about half of the observed variance in v and D_L . It is assumed, that the complexity of interactions and of flow system, even in a relatively simple karst system is high, making specific statements on the temporal occurrence of microorganisms impossible. However, it is possible to give a temporal range for the risk of high concentrations of microorganisms at the spring after precipitation events.

Keywords: particles, transport, microorganisms, karst springs, tracers, water management

⁴ Auckenthaler, A., Reichert, P., Raso, G. and Huggenberger, P., 2004. submitted to J. Hydrology.

Introduction

The preservation of microbially safe drinking water is a major subject in many parts of the world. However, drinking water quality is threatened especially when the raw water is taken from vulnerable aquifers such as karst systems (Ford and Williams, 1989). The heterogeneity of karst systems is largely responsible for its great susceptibility to contamination. Slow infiltration of surface waters over most of the catchment and slow flow in the rock matrix contrast with fast infiltration rates via sinkholes passing into fast flowing conduit systems with little filtration and autopurification capacity. This is particularly apparent during and after precipitation events when significant microbial pollution can occur in karst springs due to conduit flow (Auckenthaler et al., 2002; Hobbins et al., 2001; Rohmann et al., 2001; Drew, 1996; Montandon et al., 1995; Herlicska et al., 1994; Zupan, 1992). The prediction of microbial contamination is difficult because of the complex heterogeneity of the karst systems and changes in flow behaviour during different hydrological conditions. Consequently different strategies have to be applied to guarantee for safe drinking water when using karst waters. Two such strategies are the delineation of protection zones and the management of water intake.

To cope with the special features of karst aquifers, the vulnerability of a catchment area, particularly input sites with low filtration capacity, and preferential connection to springs has to be taken into account when delineating protection zones. In Europe multi-criteria methods have been developed that take the vulnerability of soil, surface drainage characteristic, epikarst and karst phenomena into account (Daly et al., 2002; Doerfliger, 1996). Due to the fact that much of the data used in this approach is mainly based on existing data from geographical information systems (GIS), many vulnerability maps generally lack information about localized hot-spots for the input of microorganisms. However, even if all hot-spots were included in protection zones, microbial pollution can still occur at karst springs because of the microorganisms input of faeces from wildlife and the limited filtration capacity of conduit system (Auckenthaler and Huggenberger, 2003). Thus the vulnerability method, as a single instrument, frequently fails to provide sufficient protection and gives no indication on the relationship between hydrology and the concentration distribution of microorganisms observed in springs.

Another strategy employed to improve drinking water quality involves the management of the water intake. This includes the evaluation of temporal peak concentrations and rejection of contaminated spring waters. To derive such a strategy breakthrough curves (BTC) of different kinds of parameters e.g. turbidity, microorganisms (indicators and pathogens) and discharge have to be measured at the spring. From these BTC the temporal change of spring water contamination after precipitation events can be analysed and a simple management scheme can be established (Auckenthaler et al., 2002; Ryan and Meiman, 1996). However, a major difficulty with this method is that not every event shows the same temporal change for the easy measurable parameters discharge and turbidity. Some events do not show a change in discharge while others show a rise in turbidity after the rise in concentration of microorganisms.

To gain a better understanding of such phenomena, transport parameters can be derived from microorganism BTCs and analysed for their dependency on system parameters such as discharge and precipitation. Preconditions necessary to establish a water intake management of karst springs on the basis of transport parameters include 1) detailed discharge and precipitation data, 2) identification of microorganism input hot-spots and 3) an understanding of transport mechanisms in the karst systems. Input locations are often determined using dye tracing tests. Although very helpful, these tracers do not represent particle transport since dyes are often less attenuated than particles and therefore could indicate hot-spots that are not

relevant for microorganism input. A further difference is that particles are excluded from small pores in the aquifer. This phenomenon has been referred to by a number of different terms including pore exclusion and size exclusion (Ginn et al., 2003). One result of this phenomenon is that particles may flow with a faster average velocity than solutes since solutes might access smaller pores where groundwater flows more slowly (McKay et al., 2000, Ibaraki and Sudicky, 1995). Various tracer tests have shown this particular transport behaviour of particles and solutes in karst systems (Rossi, 1994; Käss et al. 1994; Doerfliger, 1996).

Transport behaviour is further influenced by hydrologic conditions and by the structure and geometry of flow paths such as one or several internal flow paths (Werner et al., 1998), matrix diffusion (Maloszewski and Zuber, 1985; Seiler et al., 1989; Bäumle et al., 2001) or different spacing in the flow channel (Hauns, 2002). As for hydrologic conditions, several studies have shown a positive correlation between discharge and tracers transport velocity (Doerfliger, 1996; Rossi et al., 1998). In heterogeneous systems flow path geometry and hydrology can superimpose particle specific transport behaviour.

Performing a detailed field investigation to derive a management scheme for water intake provides a better understanding of the karst system (White, 2002). The quality of the delineation of groundwater protection zones can be examined, i.e. the number of investigated input sites for fast water flow should correspond to the number of (overlapping) microorganism BTCs at the spring. In addition, drinking water treatment can be properly designed, because peak flow with high concentrations of microorganisms is measured (Auckenthaler, 2003). Finally, if different microorganisms are studied, the indicator concept can be validated. This means that in drinking water only specific indicators need to be analysed instead of a full spectrum of pathogenic microorganisms.

The primary objective of this study was to understand the transport of microorganisms from the catchment area to the spring in order to be able to set up a management scheme for raw water intake at a spring in a relatively well investigated karst system. Consequently a particle tracer experiment was conducted in the catchment area and different indicator microorganisms were analysed in spring water over several weeks. Moreover, discharge and precipitation were measured continuously. The specific objectives of these experiments include: (1) studying transport behaviour of different indicator microorganisms; (2) determining the suitability of particle tracers for the description of indicator microorganism transport after precipitation events; (3) analysing possible relationships between indicator microorganism transport parameters and the system parameters discharge and precipitation and (4) characterising the karst system using the transport parameters derived from the artificial particle tracer test and the analysis of indicator microorganisms.

Site description

Microorganism transport in karst groundwater was investigated in the folded Jura of Northwestern Switzerland. The surface morphology of the area is characterised by plateaus and anticline structures, which represent the recharge areas, separated by incised valleys where most of the springs occur at stratigraphic contacts or intersections of topography with the higher permeable hydrogeological units. The hydrogeophysical aspects and the tectonic setting of the stratigraphic sequence have been investigated based on outcrop analysis at the smaller scale and a construction of the tectonic profiles at the regional scale. The sequence under consideration includes the Oxfordian (Late Jurassic) formations. The Oxfordian Stage of Northwestern Switzerland begins with the Bärschwil formation a succession of marls, whose maximum thickness exceeds 100 m. The marl sequence is built by four units (Anceps-

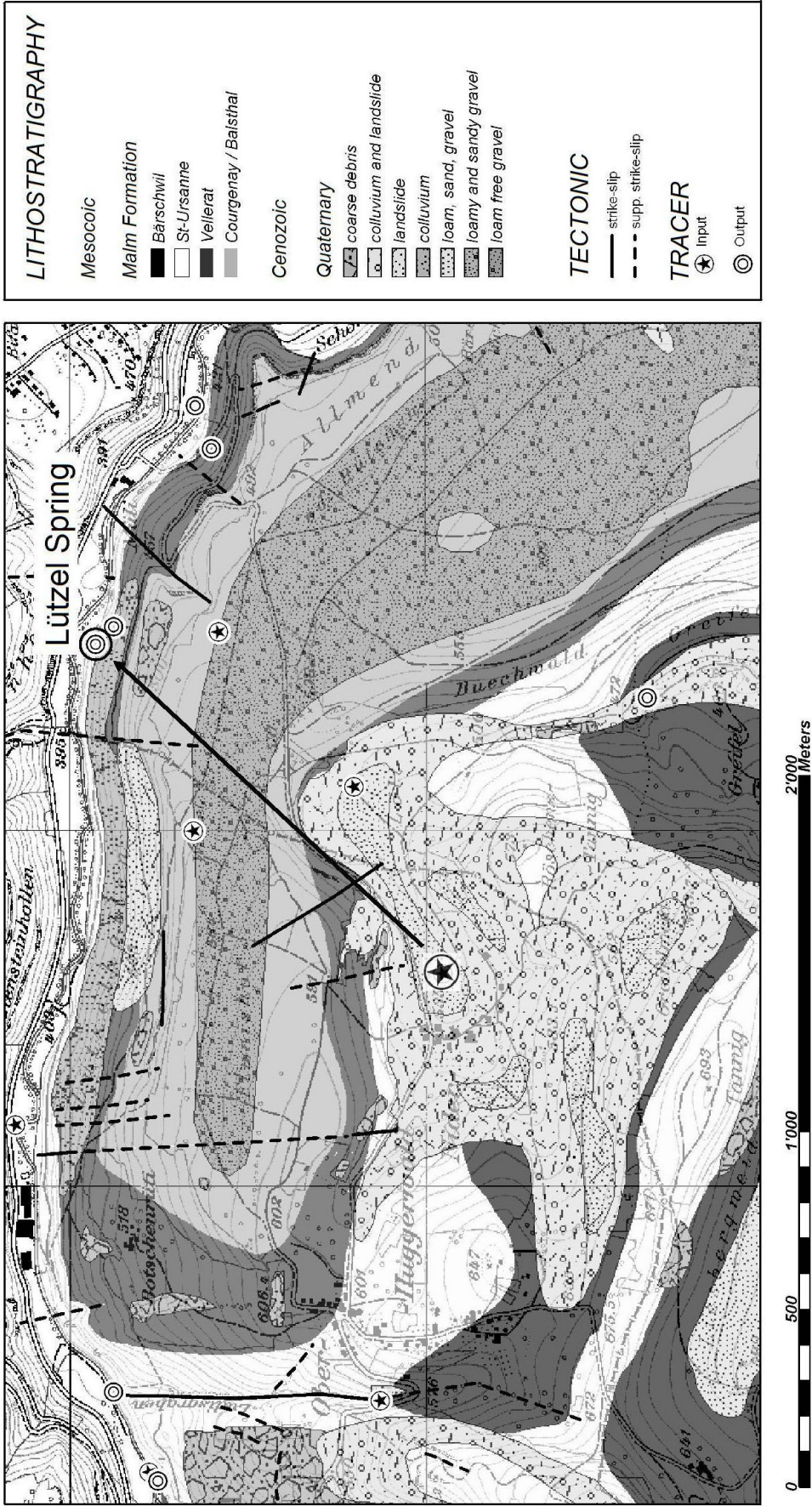


Fig. 6.1: Site map of Lützel Spring Study area in Northwestern Switzerland

Athleta beds, Rengereni Member, Terrain à Chailles Member, Liesberg Member) which are considered as an aquitard. They form the top of the bedrock in the Lützel Valley where they are overlain by a relatively thin cover of unconsolidated fluvial deposits. The overlying St. Ursanne formation consists of a carbonate platform deposit with a maximum thickness of less than 60 m. This formation is composed of a complex array of limestone facies, generally with high primary and secondary porosities due to dissolution of corals during diagenetic processes (Gygi and Persoz, 1986). The top of the St. Ursanne Formation consists of massive well bedded porous lime-mudstone or oolites. The overlying Vellerat Formation (thickness ca. 50 m) consists of an alternating sequence of limestones and marls deposited in the subtidal to supratidal zones. As a consequence, both vertical and lateral changes of lithological composition can occur over short distances. The Vellerat Formation displays a relatively low permeability perpendicular to and variable hydraulic properties parallel (often highly permeable) to layering. The uppermost Courgenay / Balsthal Formation generally has low permeabilities with the exception of massive white limestone, which is very susceptible to weathering and thus is very easily karstified. In summary, the main aquifer of the area consists of the porous units of the St. Ursanne Formation sub ordered the topmost units of Courgenay / Balsthal Formation.

During the planning phase of this study preliminary dye tracer experiments identified a single input location for preferential flow at the intersection of the St. Ursanne Formation with the surface in a small depression 1250 m south west of Lützel Spring (Fig. 6.1) (Auckenthaler and Huggenberger, 2002, unpublished report). Input locations on the plateau on top of the Court or Vellerat Formation did not show any connection to Lützel Spring. The spring has a discharge in the range of 800 to 4500 L/min and dewateres a catchment area of about 2.8 km² (Pohl, 2000).

Materials and methods

Tracers, microorganisms and system parameters

An artificial tracer test using the marine bacteriophages H4/4 and H40/1 along with microspheres and uranine was performed at Lützel spring in August 2000. 2.9×10^{14} plaque forming units (PFU) of H40/1, 6.1×10^{14} PFU of H4/4, 2.88×10^{11} particles of microspheres and 50 g of uranine were injected in a water filled pit (1 x 1 x 2 m) and flushed with 2 m³ of water. Because the tracer did not reach the spring within one day, the pit was flushed again two days after input with 2 m³ of water to ensure that the particles and the uranine were transported into the saturated zone of the aquifer. The bacteriophages with negative surface charge and a diameter of 30 nm were obtained from the University of Neuchâtel, Laboratoire de Microbiologie, Switzerland, where they were also analysed. Bacteriophage analysis is quantified using plaque forming units using the method of Rossi, (1994). Carboxylated crimson fluorescent microspheres (Molecular Probes, Eugene, Oregon) with a diameter of 1 µm were analysed by filtration of 50 mL sample volume by using NUCLEOPORE filters (polycarbonate membrane) with a pore width of 0.2 µm; the dark red microspheres were then counted under a fluorescent microscope. The analysis of the fluorescent dye was done in a specialised laboratory for hydrogeological tracer tests (NATURAQUA, Berne, Switzerland). The detection limit for uranine analysed with High Pressure Liquid Chromatography (HPLC) is 0.002 ppb.

Over a period of three months from October to December 2000 samples of the indicator bacteria *E. coli*, enterococci, *C. perfringens* and heterotrophic plate count bacteria were taken

from Lützel spring water 3 to 6 times a day. All four bacteria were analysed in accordance with Swiss drinking water regulation (SLMB, 1987).

Discharge of the spring was recorded using a V notch (or triangular) weir with an angle of 90° according to Grant and Dawson (1997). Precipitation in the study area was recorded continuously every 10 minutes.

Model for particle transport

Preliminary tracer tests using fluorescent dyes in the study area during the planning phase of the particle tracer experiment showed that only one input location in the catchment area of Lützel spring leads to preferential flow (Auckenthaler and Huggenberger, 2002, unpublished report). The fast tracer transport from that location and the low tailing of BTC lead to the conclusion, that transport can be described by advection and dispersion. Similar observations were made in other karst systems (Werner et al., 1998). The solution of the one dimensional equation for advective-dispersive transport for a Dirac input pulse is (after Kreft and Zuber, 1978):

$$c(x, t) = \frac{M}{Q} \frac{x}{\sqrt{(4\pi D_L t^3)}} \exp\left(-\frac{(x - vt)^2}{4D_L t}\right) \quad (1)$$

where c is the tracer concentration, M is tracer mass at input, Q is spring discharge, x is distance from input site to spring, D_L is longitudinal dispersion coefficient, t is time and v is average tracer transport velocity.

During the observation period at the spring five main precipitation events lead to a BTC of indicators, where the start and end concentration was between 0 to 10 colony forming units (CFU) per 100 mL sample volume (Fig 6.2). To be able to observe a breakthrough of microorganisms an initial minimum precipitation of 6 mm was necessary. Within one main event, precipitation of only 2 mm was enough to trigger transport of microorganisms. The recorded BTCs of the main precipitation events are overlapping BTCs of sub-precipitation events. To derive transport parameters the five main precipitation events were fitted under consideration of the number of sub-precipitation events.

The fits of BTC were performed by nonlinear least squares regression. A program was written for the statistics package R (Ihaka and Gentleman, 1996; <http://www.r-project.org>) to simultaneously fit parameters of several overlapping peaks. The data was log-transformed with an offset selected to achieve homoscedastic residuals. This allowed us to bootstrap the residuals from the best fit to calculate standard errors of the fitted parameters, v , D_L and M/Q (Efron and Tibshirani, 1993). The standard errors calculated by this procedure are more realistic estimates than the linearized estimates provided by the “nls” procedure of the statistics package R as they take into account the dependence of peak parameters on only a small fraction of all data points.

Relationship between transport parameters and system parameters

Complete stepwise multiple linear regression was used to find relationships between transport parameters of indicator microorganisms and system parameters. The transport parameters were transport velocity, v , longitudinal dispersion coefficient, D_L , and mass per unit discharge, M/Q . The system parameters were initial discharge, Q_{ini} , maximum discharge, Q_{max} , as well as duration, P_t , intensity, P_{mean} , maximum, P_{max} and amount, P_{sum} of

precipitation in one sub-precipitation event. The goal of the regression is to minimize the function:

$$ss = \sum_{i=1}^n (y_i - (y_{M,i}(x_1...x_n)))^2 \quad (2)$$

with

$$y_{M,i}(x_1...x_n) = a_0 + \sum_{j=1}^n a_j x_{j,i} \quad (3)$$

where ss is the sum of squares; y_i the dependent variable, in our case v , D_L or M/Q ; $y_{M,i}$ represents the model applied; $x_{j,i}$ are the independent variables characterizing discharge and precipitation (see list in the preceding paragraph); a_0 as well as a_j are the unknown coefficients and n is the number of data points. Depending on the number of system parameters used in the stepwise multiple linear regression, n has values from 1 to 6. In case of no satisfying correlation two non linear models were applied. These had the form:

$$y_{M,i}(x_1...x_n) = a_0 + \sum_{j=1}^2 a_j x_{j,i}^{n_j} \quad (4)$$

and

$$y_{M,i}(x_1...x_n) = a_0 \prod_{j=1}^3 a_j x_{j,i}^{n_j} \quad (5)$$

where n_j is the exponent. The relationship of transport parameters v and D_L with system parameters is based on data using all indicators jointly. For M/Q the relationships were established for each single indicator because there are large differences in the concentration.

Results

Artificial tracer test

The breakthrough curves (BTC) of artificial tracers are given in Figure 6.2. Transport behaviour of the phages H4/4 and H40/1 is almost equal. The BTC of microspheres shows a great scatter, probably because of the lower input concentration. All particle peaks preceded the maximum uranine concentration observed. This effect can be explained by the exclusion of particles from matrix diffusion and hence their preferred transport through high permeable zones. Uranine on the other hand enters the matrix and is retarded (McKay et al., 2000). The tailing of the BTCs, best seen in the uranine curve, is due to a second rinse of the input site. The first arrival of the tracers was about 29 hours later as anticipated from preliminary tracer experiments. Consequently the injection site was flushed again, to ensure that the tracers were transported through the unsaturated zone into the karstic channel network. The small peak in the concentrations of microspheres at 144 h after tracer injection (Fig. 6.2), however, is most probably induced by rainfall three days after tracer injection and is not due to the second flush of the tracer injection pit.

The fitted BTCs are shown in Fig. 6.3, the derived transport parameters are presented in Tab. 6.1. The standard deviations of the transport parameters of H4/4, H40/1 and uranine are small, showing good fitting of the BTCs. However, the BTC of microspheres could not be fitted properly because of the high scatter in the measured concentrations.

The t -test at a significance level of $p = 0.05$ confirms the difference of transport velocity of particles compared to uranine. The different recovery rate between uranine (25%) and particles (1-3%) further highlights difference in transport behaviour (Table 6.1). Similar

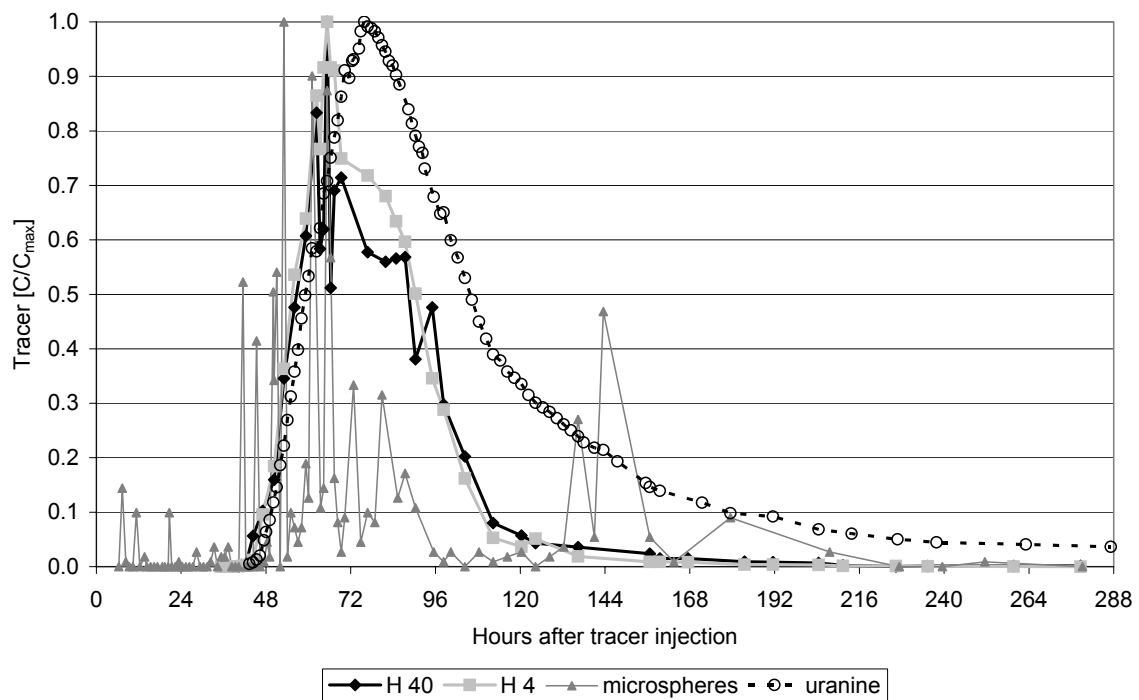


Fig. 6.2: Tracer breakthrough curves (BTC) at Lützel Spring from the artificial tracer test.

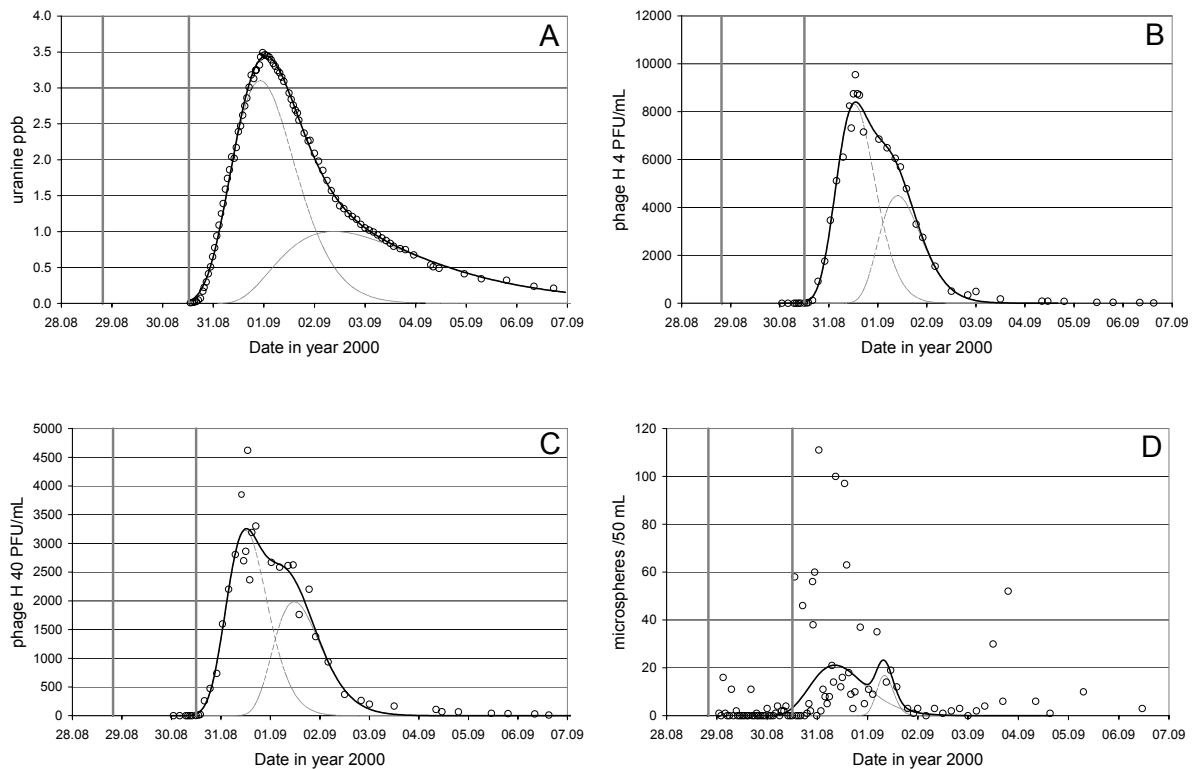


Fig. 6.3: Fit of BTC for uranine (A), phage H4/4 (B), phage H40/1 (C) and microspheres (D) from artificial tracer test. Circles represent measured data vertical grey lines represent times of tracer input and pit flushing, respectively. Grey lines are best fit curves for first and second flush of the pit and the black line is the sum of the two fitting curves.

Tab. 6.1: Transport parameters from artificial tracer tests

Tracer	v [m/h]	D_L [m ² /h]	α [m]	P_D [-]	M/Q [a]	rec [%]
1. flush uranine	15.7 ± 0.1	405 ± 8	26 ± 1	0.021 ± 0.001	4.98 ± 0.08	14.2 ± 0.2
1. flush H40	18.7 ± 0.3	249 ± 25	13 ± 2	0.011 ± 0.001	8268 ± 777	1.9 ± 0.2
1. flush H4	18.8 ± 0.9	278 ± 64	15 ± 4	0.012 ± 0.003	3359 ± 750	1.7 ± 0.4
1. flush microspheres	19.3 ± 2.4	546 ± 15	28 ± 518	0.023 ± 0.414	29 ± 353	0.3 ± 3.5
2. flush uranine	12.5 ± 0.2	1941 ± 1	155 ± 2	0.124 ± 0.001	3.94 ± 0.07	10.8 ± 0.2
2. flush H40	25.3 ± 0.8	811 ± 56	32 ± 5	0.026 ± 0.004	4945 ± 812	1.1 ± 0.2
2. flush H4	24.1 ± 1.5	873 ± 490	36 ± 17	0.029 ± 0.014	2422 ± 781	1.1 ± 0.4
2. flush microspheres	28.0 ± 6.4	142 ± 916	5 ± 142	0.004 ± 0.114	7 ± 4702	0.1 ± 46.5

The initial discharge Q_{mi} for the first flush was 59.4 m³/h, for the second flush 56.9 m³/h. Note: v : mean flow velocity; D_L : dispersion coefficient; P_D : inverse Peclet number $P_D = D_L/vx$; α : dispersivity; M/Q : mass over discharge; a: [mg/(m³/h)] for uranine, [PFU/(m³/h)] for phages and [number/(m³/h)] for microspheres; rec: recovery rate

transport behaviour has also been observed by Käss et al., (1994), Doerfliger (1996) and Rossi (1994).

Transport parameters are strongly influenced by the input conditions. In the initial flush the tracer infiltrated into the karst system with the injected water. In this case, the tracer dispersivities, α , are comparable with those obtained in other karst tracer studies (Werner et al., 1998; Jeannin, 1998). In the second flush the tracers were remobilised from the surroundings of the pit and the unsaturated zone. In this case the tracer dispersivities, α , are, expect for microspheres, higher than in the first flush. To derive tracer transport parameters and characterise karst systems, it is therefore useful to conduct different tracer tests under various initial conditions.

BTC of indicator bacteria at the spring

The BTCs of indicator bacteria *E. coli*, enterococci, *C. perfringens* and heterotrophic plate count bacteria are shown in Figure 6.4. The input of bacteria into the karst system was achieved both by manure application at the beginning of October 2000 and by remobilisation of bacteria from soil. The remobilisation process was probably induced by chemical changes in the soil water and enforced water transport through macropores during precipitation events (Fontes et al., 1991; Abu-Ashour et al., 1994). The survival of *E. coli* in soil and groundwater for several months as well as the leaching of *E. coli* below the top layers of soil for more than 2 month after the initial application has been documented by Käss et al. (1983), Seiler (1988), and Gagliardi, (2000).

Figure 6.5 shows some of the fitted indicator BTCs. Event 4 could not be fitted for *C. perfringens* because its low concentration led to a too high noise to signal ratio and for heterotrophic plate count bacteria because of unclear signal. The derived transport parameters transport velocity, v , dispersion coefficient, D_L , and mass per unit discharge, M/Q , as well as the system related parameters dispersivity, α , and dispersion parameter, $P_D = D/vx$, are presented in Tables 6.2a to 6.2d. Looking at transport parameters from individual sub-precipitation events, it is apparent that there is a great similarity in transport behaviour of all indicators. To determine the level of significance in comparing the flow velocities v of the four studied indicators the *t*-test method was used. At a significance level of $p = 0.05$ the *E. coli*, enterococci and *C. perfringens* did in general not differ in their transport velocities regarding sub-precipitation events. Transport velocities of *C. perfringens* differed from *E. coli* and enterococci only in the sub-events 2a and 3a and of *E. coli* differed from enterococci only in sub-event 3a. It seems that the heterogeneity of the karst system with fast water flow in

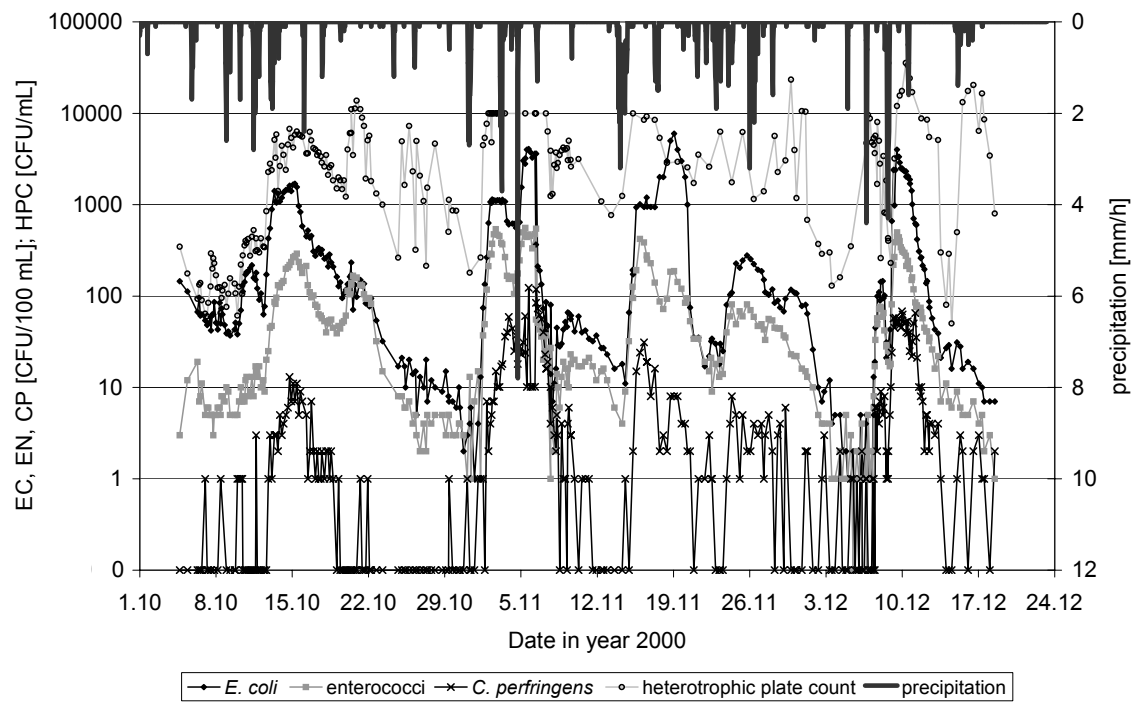


Fig. 6.4: Measured BTC of *E. coli* (EC), enterococci (EN), *C. perfringens* (CP) and heterotrophic plate count (HPC) at Lützel Spring.

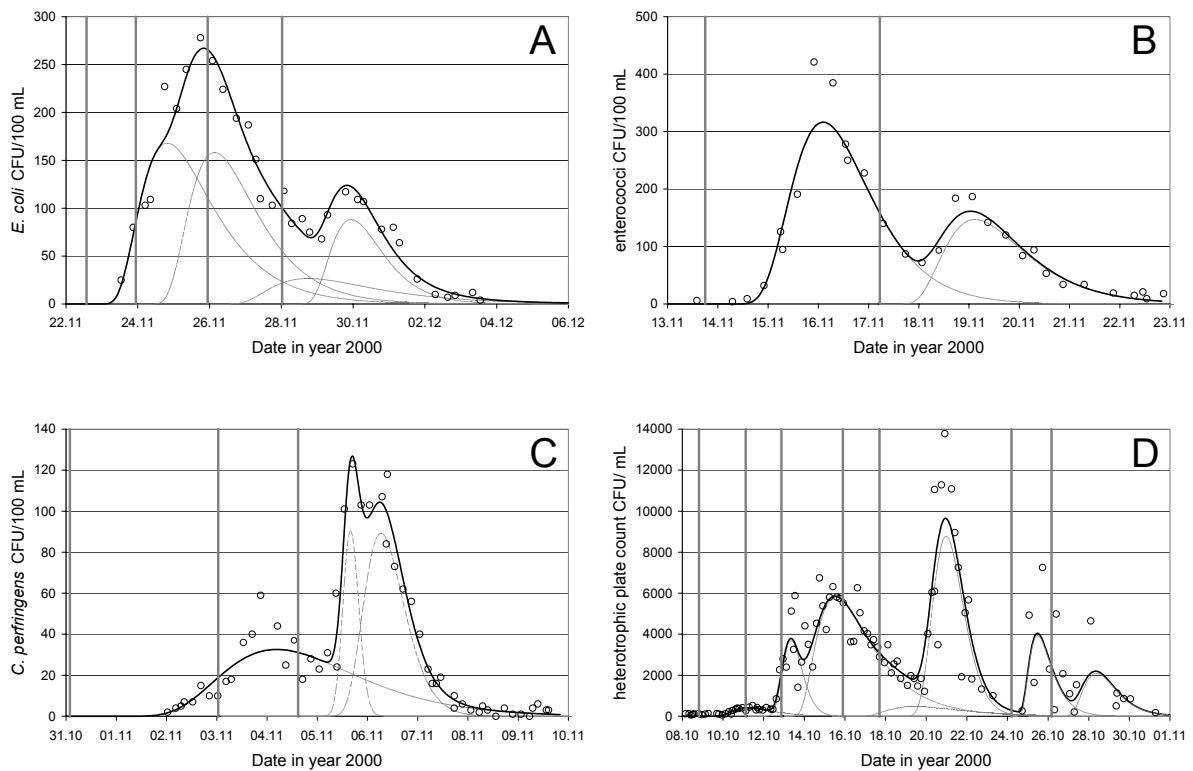


Fig. 6.5: Fit of BTC for *E. coli* event 4 (A), enterococci event 3 (B), *C. perfringens* event 2 and heterotrophic plate count event 1 (D). Circles represent measured data, vertical grey lines are times of beginning of a sub-precipitation event, grey lines are best fit curves for sub-precipitation events and the black line is the sum of the fitting curves.

Tab. 6.2a: Transport parameters from all precipitation events for *E. coli*. For symbols see table 6.2d.

EV	Q_{ini} [m ² /h]	P_t [h]	P_{sum} [mm]	v [m/h]	D_L [m ² /h]	α [m]	P_D [-]	M/Q [CFU/(m ³ /h)]
1a	51	12	6.8	20.3 ± 0.9	1393 ± 63	68 ± 11	0.055 ± 0.009	360 ± 29
1b	50	24	12.3	14.1 ± 1.8	1066 ± 161	76 ± 21	0.061 ± 0.016	4642 ± 1193
1c	50	20	10.9	9.6 ± 25.6	105 ± 666	11 ± 269	0.009 ± 0.215	300 ± 2*10 ⁴
1d	53	5	3.5	9.8 ± 2.3	320 ± 602	33 ± 66	0.026 ± 0.053	376 ± 583
1e	52	7	2.5	5.2 ± 12.0	459 ± 600	100 ± 2*10 ⁵	0.070 ± 154	100 ± 2*10 ⁵
2a	47	8	12.9	14.4 ± 0.4	1079 ± 69	75 ± 5	0.060 ± 0.004	3156 ± 295
2b	48	13	13.1	20.7 ± 0.9	196 ± 76	9 ± 4	0.008 ± 0.003	2732 ± 2235
2c	60	9	9.6	36.2 ± 8.1	476 ± 661	13 ± 12	0.011 ± 0.010	1488 ± 3394
3a	61	24	25.6	15.1 ± 1.1	1175 ± 157	78 ± 13	0.062 ± 0.011	3706 ± 657
3b	91	11	10.9	27.6 ± 1.2	865 ± 278	31 ± 10	0.025 ± 0.008	8077 ± 2411
4a	101	20	8.6	17.2 ± 5.6	2137 ± 422	124 ± 2173	0.099 ± 1.738	459 ± 613
4b	103	12	6.9	18.1 ± 4.5	2083 ± 775	115 ± 136	0.092 ± 0.109	399 ± 219
4c	104	19	9.8	13 ± 155	2068 ± 1243	200 ± 4*10 ⁶	0.131 ± 3017	100 ± 1*10 ⁶
4d	113	5	3.1	22.1 ± 2.1	1967 ± 582	89 ± 26	0.071 ± 0.021	168 ± 58
5a	99	4	8.9	35.4 ± 0.7	1320 ± 150	37 ± 5	0.030 ± 0.004	104 ± 11
5b	96	11	18.7	29.7 ± 0.7	2412 ± 160	81 ± 7	0.065 ± 0.006	4817 ± 366
5c	150	5	4.1	24 ± 364	3177 ± 2469	131 ± 67	0.105 ± 0.054	100 ± 1*10 ⁴

Tab. 6.2b: Transport parameters from all precipitation events for enterococci. For symbols see table 6.2d.

EV	Q_{ini} [m ² /h]	P_t [h]	P_{sum} [mm]	v [m/h]	D_L [m ² /h]	α [m]	P_D [-]	M/Q [CFU/(m ³ /h)]
1a	51	12	6.8	17.7 ± 5.4	1248 ± 581	100 ± 2*10 ⁵	0.057 ± 154	33 ± 85
1b	50	24	12.3	12.0 ± 2.0	1303 ± 137	109 ± 214	0.087 ± 0.172	551 ± 138
1c	50	20	10.9	19.2 ± 1.3	884 ± 351	46 ± 24	0.037 ± 0.019	241 ± 114
1d	53	5	3.5	10.7 ± 6.1	1665 ± 658	200 ± 3*10 ⁵	0.124 ± 205	117 ± 9806
1e	52	7	2.5	14.7 ± 0.3	565 ± 95	38 ± 5	0.031 ± 0.004	275 ± 51
2a	47	8	12.9	17.5 ± 0.4	777 ± 91	45 ± 6	0.036 ± 0.005	823 ± 57
2b	48	13	13.1	20.8 ± 0.8	565 ± 140	27 ± 7	0.022 ± 0.005	588 ± 91
2c	60	9	9.6	34.6 ± 2.0	600 ± 521	17 ± 14	0.014 ± 0.011	119 ± 87
3a	61	24	25.6	18.8 ± 1.4	1225 ± 194	65 ± 16	0.052 ± 0.013	648 ± 194
3b	91	11	10.9	20.9 ± 3.6	2298 ± 1193	110 ± 36	0.088 ± 0.029	317 ± 134
4a	101	20	8.6	24.7 ± 2.6	1753 ± 339	71 ± 23	0.057 ± 0.018	106 ± 24
4b	103	12	6.9	20.4 ± 2.4	2051 ± 731	101 ± 49	0.081 ± 0.039	134 ± 34
4c	104	19	9.8	14.7 ± 6.9	2093 ± 696	100 ± 3*10 ⁶	0.114 ± 2344	127 ± 752
4d	113	5	3.1	1.5 ± 4.5	277 ± 1066	200 ± 3*10 ⁶	0.149 ± 2*10 ⁵	495 ± 4299
5a	99	4	8.9	35.3 ± 0.7	1509 ± 138	43 ± 4	0.034 ± 0.003	69 ± 4
5b	96	11	18.7	29.8 ± 0.5	3133 ± 125	105 ± 5	0.084 ± 0.004	629 ± 16
5c	150	5	4.1	25.1 ± 4.3	3345 ± 1960	100 ± 6 *10 ⁶	0.107 ± 4767	56 ± 28

Tab. 6.2c: Transport parameters from all precipitation events for *C. perfringens*. For symbols see table 6.2d.

EV	Q_{ini} [m ² /h]	P_t [h]	P_{sum} [mm]	v [m/h]	D_L [m ² /h]	α [m]	P_D [-]	M/Q [CFU/(m ³ /h)]
1b	50	24	12.3	19.6 ± 3.3	751 ± 371	38 ± 30	0.031 ± 0.024	5 ± 3
1c	50	20	10.9	19.8 ± 0.9	1543 ± 480	78 ± 24	0.062 ± 0.019	17 ± 3
1d	53	5	3.5	21.4 ± 1.3	454 ± 445	21 ± 21	0.017 ± 0.017	1.5 ± 0.5
2a	47	8	12.9	10.8 ± 0.5	714 ± 86	66 ± 12	0.053 ± 0.009	114 ± 14
2b	48	13	13.1	19.8 ± 1.8	24 ± 127	1 ± 9	0.001 ± 0.007	36 ± 135
2c	60	9	9.6	29.0 ± 11.6	1058 ± 991	37 ± 39	0.029 ± 0.031	92 ± 136
3a	61	24	25.6	19.5 ± 0.5	632 ± 106	32 ± 6	0.026 ± 0.005	39 ± 3
3b	91	11	10.9	24.2 ± 1.7	1249 ± 559	52 ± 26	0.041 ± 0.021	12 ± 2
5a	99	4	8.9	34.3 ± 16.6	1495 ± 1	44 ± 93	0.035 ± 0.075	6 ± 5
5b	96	11	18.7	28.4 ± 2.1	4130 ± 368	145 ± 32	0.116 ± 0.026	109 ± 11
5c	150	5	4.1	74.2 ± 42.1	903 ± 378	12 ± 44	0.010 ± 0.035	14 ± 27

Tab. 6.2d: Transport parameters from all precipitation events for heterotrophic plate count.

EV	Q_{ini} [m ² /h]	P_t [h]	P_{sum} [mm]	v [m/h]	D_L [m ² /h]	α [m]	P_D [-]	M/Q [CFU/(m ³ /h)]
1a	51	12	6.8	17.0 ± 1.9	1705 ± 291	100 ± 37	0.099 ± 0.029	1065 ± 244
1b	50	24	12.3	22.1 ± 0.9	687 ± 105	31 ± 5	0.019 ± 0.004	4582 ± 456
1c	50	20	10.9	13.5 ± 1.8	2313 ± 404	171 ± 51	0.130 ± 0.041	2*10 ⁴ ± 2910
1d	53	5	3.5	10 ± 2649	1642 ± 1246	200 ± 3*10 ⁷	0.127 ± 2*10 ⁴	2334 ± 9*10 ⁴
1e	52	7	2.5	14.7 ± 0.5	492 ± 124	34 ± 9	0.090 ± 0.007	2*10 ⁴ ± 2843
1f	52	5	2.2	31.0 ± 4.9	3617 ± 1101	117 ± 99	0.000 ± 0.079	5814 ± 1272
1g	52	3	2.0	19.2 ± 2.4	1612 ± 635	84 ± 32	0.041 ± 0.026	4476 ± 4*10 ⁴
2a	47	8	12.9	27.0 ± 0.7	418 ± 54	17 ± 2.4	0.012 ± 0.002	7703 ± 843
2d	67	7	2.8	12.6 ± 1.0	2422 ± 329	193 ± 46	0.154 ± 0.037	2*10 ⁴ ± 1412
3a	61	24	25.6	14.9 ± 8.0	4774 ± 1*10 ⁴	300 ± 2*10 ⁸	0.256 ± 1*10 ⁵	4*10 ⁴ ± 2*10 ⁵
3b	91	11	10.9	3.7 ± 32.9	1057 ± 2270	300 ± 3*10 ⁹	0.227 ± 2*10 ⁶	4*10 ⁴ ± 5*10 ⁷
5a	99	4	8.9	59.7 ± 10.1	13492 ± 5003	226 ± 179	0.181 ± 0.143	7618 ± 1918
5b	96	11	18.7	23.8 ± 1.8	1671 ± 280	70 ± 21	0.056 ± 0.017	4.6*10 ⁴ ± 1.6*10 ⁴
5c	150	5	4.1	25 ± 641	1069 ± 2208	42 ± 155	0.034 ± 0.124	7574 ± 2.7*10 ⁵
5d	149	15	5.2	29.7 ± 2.2	2920 ± 1345	98 ± 51	0.079 ± 0.041	4.2*10 ⁴ ± 7957

Not all precipitation events could be fitted for every microorganism. Distance from input area for peak flow to the Lützel spring is 1250 m, EV: event number, Q_{ini} : initial discharge, P_t : duration of precipitation interfall, P_{sum} : amount of precipitation within one event, v : flow velocity, D_L : dispersion, α : dispersivity, P_D : inverse Peclet number $P_D = D_L/vx$, M/Q Number of microorganisms per discharge

channels masks particle specific properties. Transport velocities of heterotrophic plate count bacteria, however, differed in 11 out of 17 data pairs from sub-precipitation events from the other microorganisms.

Although most of the microorganisms studied show similar transport velocities within a sub-precipitation event, there is a great variance in transport velocities and dispersion coefficients between the different events. Consequently, when characterising tracers or flow systems several transport experiments may need to be conducted. One of the parameters characterising flow systems, the dispersivity, α , ranges between 9-226 m with an average of 80 m and a median of 71 m comparing only those values where the standard deviation of v or D_L is smaller than the mean value of v or D_L (Tables 6.2a to 6.2d). In four different karst systems, Werner (1998) observed values of α in a range of 10-35 m for tracer input into the saturated zone. The range of α was seen to be independent of discharge, mean travel time and distance from input location to spring. Tracing experiments with NaCl in the underground river of Milandre, Switzerland (sequence of Malm) showed values of α in the range of 5-19 m for tracer distances of 1104 to 2026 m (Jeannin, 1998). A main factor for higher α values in our experiments compared to other studies might relate to the input conditions whereby the microorganisms were detached from the soil matrix over an area of several hundred square meters into the unsaturated zone instead of an input into a water filled channel as in most tracer tests.

A further parameter characterising flow systems is the inverse Peclet number P_D which is a scaling of the dispersivity by the flow distance of tracers. In our system the average value of P_D is 0.069 the median is 0.061 and the minimum and maximum are 0.008 and 0.210, respectively. Compared to other tracer tests in karst aquifers the mean P_D values in our system are in the same order (Hauns et al., 1998) or about one order of magnitude higher (Werner, 1998; Jeannin, 1998; Maloszewski et al., 1999).

Relationship of transport parameters with system parameters

The relationships between transport parameters v , D_L and M/Q and system parameters characterizing discharge and precipitation are shown in Tables 6.3 and 6.4 and Figures 6.6a and 6.6b. There is no satisfactory relationship between only a given system parameter and a given transport parameter. Steinkeller, (1998) also concluded that direct linear correlations between transport parameters and system parameters such as discharge, turbidity or electrical conductivity of the spring water do not lead to high correlation. As shown in Figures 6.6a and 6.6b, a great variability in v and D_L over a small range of discharge, Q_{ini} , and intensity of precipitation, P_{mean} , occurs. However, there is a slight tendency for the transport velocity v to increase with increased Q_{ini} . It can be assumed, that a higher discharge indicates a higher water table. The higher the water table the smaller the dimension of the unsaturated zone and the better the hydraulic connectivity between soil and saturated channel network. This leads to faster transport of particles. Such behaviour was observed by Maloszewski et al. (1992), Rossi et al. (1998), Doerfliger (1996) and Atteia and Kozel (1997).

Linear models with two or three system parameters perform slightly better in describing the variance in transport behaviour than linear models with one parameter. The use of more than three parameters does not lead to significant improved relationships. Although nonlinear models are slightly better than linear models, they fail in giving appropriate prediction of flow velocities. Looking at the system parameters for best relationships, however, some trends can be evaluated. Best relationships for v and D_L have been achieved using a combination of parameters characterizing discharge and precipitation. For v these are initial discharge, Q_{ini} , intensity, P_{mean} , and duration, P_t , of precipitation. Clearly, a high water content in the karst system and an intensive recharge event, lead to fast transport. For D_L , initial discharge, Q_{ini} , maximum discharge, Q_{max} , and duration of precipitation, P_t , can best explain the variance in transport behaviour. Higher values of Q_{ini} and Q_{max} result in higher values of D_L . Moreover, a longer input duration P_t leads to a broader input signal which also increases the value of the dispersion coefficient, D_L , derived under the assumption of an arbitrary short input signal.

Mass of microorganisms per unit discharge M/Q could best be fitted to the system parameters with r^2 of 0.39 to 0.81 (Table 6.4). Also for this transport parameter a combination of discharge and precipitation characteristics showed the best agreement between model results and data. Linear models with more than three system parameters did not lead to substantially improved relationships.

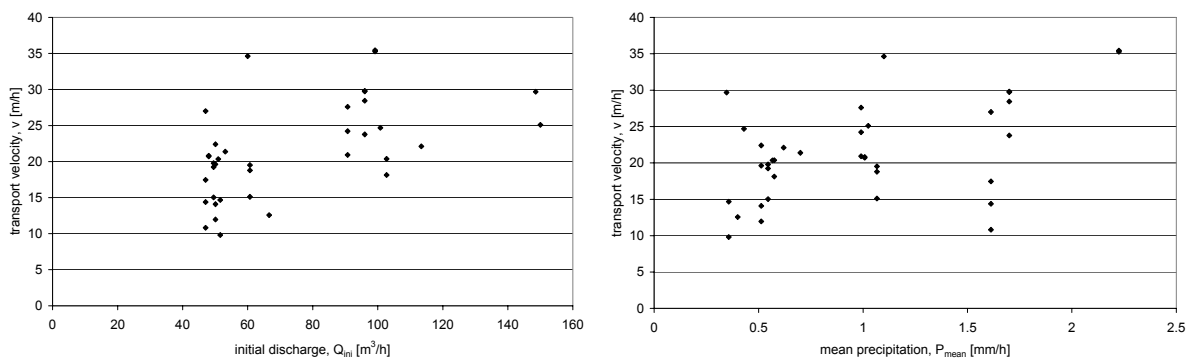


Fig. 6.6a and 6.6b: Correlation of flow velocity of all microorganisms with initial discharge.

Tab. 6.3: Linear model (lm) and non linear model (nlm) for relationships between transport parameters and system parameters.

Model type	velocity v			dispersion coefficient D_L		
	Syst Param	ss	r^2	Syst Param	ss	r^2
Lm	Q_{ini}	4740	0.29	Q_{max}	32516665	0.35
Lm	P_{mean}	5289	0.21	Q_{ini}	36812797	0.26
Lm	P_t	5820	0.13	P_t	47971652	0.03
Lm	Q_{max}	5863	0.12	P_{sum}	48889230	0.02
Lm	P_{max}	6065	0.09	P_{max}	49269554	0.01
Lm	P_{sum}	6625	0.01	P_{mean}	49547420	0.00
Lm	$Q_{ini} + P_{mean}$	3899	0.42	$Q_{ini} + P_t$	29976587	0.40
Lm	$Q_{ini} + P_t + P_{max}$	3518	0.47	$Q_{ini} + Q_{max} + P_{mean}$	29357755	0.41
Nlm	$Q_{ini}^3 + P_{mean}$	3335	0.50	$Q_{ini}^{-4} + Q_{max}$	31940073	0.37
Nlm	$Q_{ini}^3 * P_{mean} * P_t^{-1/2}$	3230	0.52	$Q_{ini} * Q_{max}^{3/2} * P_t^{1/2}$	30528489	0.39

Note: ss: sum of squares; r^2 : fit of the regression line to the data points, where 1.00 is a perfect fit. Q_{ini} : initial discharge [m³/h]; Q_{max} : maximum discharge [m³/h]; P_t : duration of precipitation [h]; P_{sum} : amount of precipitation [m]; P_{max} : maximum precipitation in an event [m]; P_{mean} : mean precipitation [m/h]

Tab. 6.4: Linear model (lm) for correlation of mass of microorganisms and system parameters.

E. coli		Enterococci		C. perfringens		Heterotrophic plate count	
Parameter	r^2	Parameter	r^2	Parameter	r^2	Parameter	r^2
P_{sum}	0.32	P_{sum}	0.52	P_{max}	0.30	Q_{max}	0.69
P_t	0.12	Q_{ini}	0.18	P_{mean}	0.18	Q_{ini}	0.34
Q_{max}	0.11	P_{mean}	0.09	P_{sum}	0.16	P_{sum}	0.23
P_{mean}	0.02	P_t	0.08	Q_{max}	0.10	P_t	0.12
Q_{ini}	0.02	Q_{max}	0.01	Q_{ini}	0.02	P_{max}	0.06
P_{max}	0.00	P_{max}	0.01	P_t	0.02	P_{mean}	0.00
$P_{sum} + P_{max}$	0.36	$Q_{ini} + P_{sum}$	0.61	$P_t + P_{sum}$	0.41	$Q_{max} + P_{mean}$	0.80
$Q_{ini} + Q_{max} + P_{max}$	0.39	$Q_{ini} + P_t + P_{sum}$	0.64	$Q_{ini} + Q_{max} + P_t$	0.55	$Q_{max} + P_{sum} + P_{mean}$	0.81

Note: r^2 : fit of the regression line to the data points, where 1.00 is a perfect fit. Q_{ini} : initial discharge [m³/h]; Q_{max} : maximum discharge [m³/h]; P_t : duration of precipitation [h]; P_{sum} : amount of precipitation [m]; P_{max} : maximum precipitation in an event [m]; P_{mean} : mean precipitation [m/h]

Discussion

The experiments clearly show that high concentrations of microorganisms at Lützel Spring are related to precipitation events. The concentrations of *E. coli*, enterococci, *C. perfringens* and heterotrophic plate count bacteria in the spring water increase significantly within a few hours to days following a precipitation event. The mean transport times from the input location to the Lützel Spring fall in the range between 35-116 hours. It is difficult to give a precise prediction of the actual moment of occurrence of microorganisms due to the relationship between derived transport parameters of microorganisms and parameters characterizing discharge and precipitation is not very strong. There is variability in transport velocity and dispersion coefficient with almost constant initial discharge (discharge before precipitation event) or constant intensity of rain. Therefore only a management rule for approximate prediction of arrival times of microorganisms and dispersion of BTCs can be developed.

Different reasons could lead to the observed range of transport velocities and dispersion coefficients. One of these is the water content in the unsaturated zone that has several

consequences for particle movement. Water content has a direct influence on the number of water leading pores and hence on the number of flow paths for microorganisms. Further, the water content also determines the specification of the air-water interfaces in the soil. Schäfer, (1999) observed transport of different bacteria in an unsaturated sand column and found that the bacteria had a higher affinity to air-water interfaces than to the solid surface. A change in water content changes the number of interfaces and has therefore a strong impact on movement of microorganisms. Furthermore, the vertical dimension of the unsaturated zone in karst systems can vary considerably. Water table measurements showed fluctuations over several meters (Jeannin, 1995). Thus, the variation in dimension of the unsaturated zone (soil and epikarst) may have a major influence on transport velocities of particles. However, the actual characteristics of this zone and the variability of hydraulic properties is practically impossible to determine without substantial experimental effort.

Another reason for the range of flow velocities and dispersion coefficients relates to the adsorption and desorption of microorganisms which is partly described by physico-chemical processes (van Oss et al., 1986; Grasso et al., 1996, Loveland et al., 1996). This is especially important with respect to changes in pH and ionic strength due to precipitation as revealed in field investigations. Recharge events in karst systems can result in either a decrease in ionic strength in the conduits as waters that are more rapidly and directly recharged mix with resident waters in the fractures and conduits, or an increase in ionic strength and pH when recharge is more diffuse, displacing of soil or matrix waters with longer residence time into fractures and conduit network (Shevenell and McCarthy, 2002). Atteia et al., (1998) found in investigations in two karst springs that in one of them the number of small particles does not depend on discharge but on pH. In the other spring no relationship between particle size distribution and these parameters was found. In conclusion, transport of particles in karst systems can depend not only on groundwater flow but also on chemical factors even if transport velocities in the water leading channels are high.

A further reason for the weak relationship of transport parameters and system parameters might be the local input distribution of particles that most probably differs from one sub-precipitation event to another. In fact, even the particle tracer test documents the influence of the input conditions i.e. the initial flush with tracer input in a pit led to significantly different transport parameters compared to the second flush where the tracers were already distributed over some distance of the flow path (Tab. 6.1). In addition, the transport parameters were derived by the assumption of a Dirac input pulse instead of a non-pulse input by the duration of the precipitation event. It is assumed, however, that this effect only plays a minor role regarding the duration of precipitation events of a maximum of 24 h and the above mentioned effect of the local input distribution.

The water content as one of the reasons for the range of transport parameters observed is probably also relevant for *E. coli*, enterococci and *C. perfringens* sharing equivalent transport behaviour among them. Particles are only transported with water movement, restricting their transport from the unsaturated zone to the spring almost exclusively to precipitation events. In addition, water flow is preferably attributed to macropores with large diameter compared to the particle size, resulting in relatively few surface interactions between particles and matrix. Furthermore, scale effects lead to a reduction of the influence of specific transport behaviour of particles and dyes. Tracer tests with dyes and microspheres in a field soil showed such an effect with increasing transport distance (Burkhardt, 2003). In conclusion, it seems that the particle specific properties play a minor role in flow behaviour in heterogeneous karst systems. In contrast to these findings, however, transport velocities of heterotrophic plate count bacteria differed from the other bacteria studied in almost all sub-precipitation events. One explanation is that heterotrophic plate count bacteria consists of a wide range of bacteria, yeasts and moulds some of which are capable of regrowth. Another reason may be that some

microorganisms of this group can survive in the karst system for a longer period and are probably transported to the spring from within the system. These effects might cause such apparent transport differences.

Real differences in transport velocities, however, were found in the tracer test. Peak concentration of the solute tracer uranine was retarded compared to the particle tracers. Microorganisms use different pore volumes for transport than solutes, which results in matrix diffusion of solutes (McKay et al., 2000). Conservative dye tracers are therefore less useful in providing real-time information about how and where to sample and in providing a comparative reference for determining microbial transport parameters (Harvey and Harms, 2001). A further difference of solute and particle tracers is seen in the recovery rate where the attenuation is much greater for particles than for solutes as seen in other studies (Rossi et al., 1998, Orth et al., 1997, Doerfliger, 1996, Käss, 1994). The retention of particles occurs probably over the first few meters of infiltration. Infiltration tests in a structured soil showed a significant reduction of microspheres in the first few centimetres (Burkhardt, 2003). From these findings it can be concluded that particle tracers are useful in studying the transport of microorganism. To get the full spectrum of transport behaviour in a system from matrix diffusion to preferential flow, however, different kinds of tracers should be applied.

Karst systems can be characterised by the information provided by the shape of the BTCs of tracers and indicator microorganisms. The shape of BTCs is determined by the geometry of the channel system, hydrologic conditions, input conditions and tracer specific properties. In our study all BTCs could be described by an advection-dispersion model. It is therefore concluded, that the study area consists of a simple karst system with pipe or channel flow. Effects like conduit geometry, e.g. pools, (Jeannin, 1998), matrix diffusion (Maloszewski and Zuber, 1985) or adsorption-desorption process have a minor influence on flow behaviour of particles or their influence is reduced along the flow path of 1250 m from input site to spring. In addition, the transport model was not influenced by different hydrologic or input conditions. However, these two conditions are responsible for the existence of a range of observed transport and system behaviour. Similar observations were made by Werner, (1998) who calculated variability in dispersivity with constant discharge, distance from input location and transport velocity. Tracer specific properties were found to have a less significant influence on BTC than the other three factors.

Conclusion

The observations made in a karst aquifer in the Oxfordian (Late Jurassic) formations in Northern Switzerland show large variability in transport velocity and dispersion coefficient of indicator microorganisms during precipitation events. In our experiments, we could not find a simple relationship between easily measurable quantities of parameters characterizing precipitation or spring discharge and transport parameters. We conclude that even for this relatively confined and tectonically simple karst system it is not possible to define a unique management rule for raw water intake. However, a time span for high risk of microbial contaminated water after precipitation events can be provided. This time span is not very sensitive to characteristics of precipitation events and water levels in the karst system. Furthermore, the analyses of BTCs performed to establish a management strategy provides an indication of the number of input locations for microorganisms and also a verification of results of tracer tests. Consequently this approach can be used as an instrument for assessing the effectiveness of the delineation of protection zones. Similarly, microorganism BTC peak concentrations provide useful information for designing the number of treatment steps for drinking water treatment. In addition, correlations found for transport velocities of the

different microorganisms confirm the indicator concept. Hence, microbial quality control in raw water of karst springs can be carried out by analysing only specific indicators rather than a full spectrum of possible pathogenic microorganisms.

When considering other karst systems with multi channel flow or different input locations connected to one spring the establishment of management rules for water intake is much more complex. In such a setting it is evident that artificial particle tracer tests must be performed during different hydrologic conditions in order to provide information on how flow paths are connected and what their contribution to a BTC would be. To derive transport parameters for indicator microorganisms in such a complex system becomes even more difficult since observed microorganisms in spring water have to be attributed to the input location. There exist some molecular genetic methods for qualitative distinction of several *E. coli* strains (Farnleitner et al., 2000; Rothmeier et al., 1997). For the derivation of transport parameters from BTC, however, quantitative analysis is required.

In order to better understand particle transport in karst aquifers future work should include measurements of water content and flow rates in the unsaturated zone, chemical changes in soil water as well as full chemical analysis of spring waters at various times during precipitation events.

Acknowledgement

The Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft (BUWAL) and the Amt für Umweltschutz und Energie BL supported the funding of this research. The authors thank Ray Flynn for the English corrections.

References

- Abu-Ashour, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H. R. and Zelin, S., 1994. Transport of microorganisms through soil. *Water Air Soil Pollution* 75, 141-158.
- Atteia, O. and Kozel, R., 1997. Particle size distribution in waters from karstic aquifer: from particles to colloids. *J. Hydrol.* 201, 102-119.
- Atteia, O., Perret, D., Adatte, T., Kozel, R. and Rossi, P., 1998. Characterisation of natural colloids from river and spring in a karstic basin. *Environ. Geol.* 34 (3), 257-269.
- Auckenthaler, A., Raso, G. and Huguenberger, P., 2002. Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. *Wat. Sci. Tech.* 46 (3), 131-138.
- Auckenthaler, A. and Huguenberger, P., 2002. unpublished report. Quellwasserschutz im Kanton Basel-Landschaft bezüglich dem Transport von Mikroorganismen, Färbversuche Gemeinde Röschenz, Juli 2002, BA Nr. Röschenz 10.
- Auckenthaler, A., 2003. Mikrobiologische Trinkwasserüberwachung am Beispiel der Nordwestschweiz. *gwa*, No. 11, 829-836.
- Auckenthaler, A. and Huguenberger, P., 2003. Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser. Birkhäuser Basel Berlin Boston, 180 pp.
- Bäumle, R., Einsiedl, F., Hötzel, H., Käss, W., Witthüser, K. and Wohnlich, S., 2001. Comparative tracer studies in a highly permeable fault zone at the Lindau fractured rock test site, SW Germany. *Beiträge zur Hydrogeologie, Tracer studies in the unsaturated zone and groundwater (Investigations 1996-2001)*. Association of Tracer Hydrology (ATH) (ed.) Joanneum Research, Graz, pp. 236.
- Burkhardt, M., 2003. Feldversuche zur Erfassung des Transportverhaltens von gelösten und partikulären Tracern mittels Multitracing-Technik in einem schluffigen Boden. *Berichte Forschungszentrum Jülich*, Jül-4058, p.194.
- Daly, D., Dassargues, A., Drew, D., Dunne, S., Goldscheider, N., Neale, S., Popescu, I. C. and Zwahlen, F., 2002. Main concepts of „European approach“ to karst-groundwater-vulnerability assessment and mapping. *Hydrology J.*, 10, 340-345.
- Doerfliger, N., 1996. Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping (EPIK method). *Diss. Uni Neuchâtel*, pp. 308.
- Drew, D., 1996. Agriculturally induced environmental changes in the Burren Karst, Western Ireland. *Environmental Geology*, 28 (3), 137-144.
- Efron, B. and Tibshirani, R. J., 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman & Hall, New York.
- Farnleitner, A. H., Kreuzinger, N., Kavka, G. G., Grillenberger, S., Rath, J., and Mach R. L., 2000. Simultaneous detection and differentiation of *Escherichia coli* populations from environmental freshwaters by means of sequence variations in a fragment of the β -D-Glucuronidase gene. *Applied and Environmental Microbiology* 66, 1340-1346.
- Fontes, D. E., Mills, A. L., Hornberger, G. M. and Herman, J. S., 1991. Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Applied and Environmental Microbiology* 57 (9), 2473-2481.
- Ford, D. C. and Williams, P. W., 1989. Karst geomorphology and hydrology. Unwin Hyman, London.
- Gagliardi, J. V. and Karns, J. S., 2000. Leaching of *Escherichia coli* O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices. *Appl. Environm. Microbiol.*, 66 (3), 877-883.
- Grant D. M. and Dawson B. D. (1997). ISCO open channel flow measurement handbook. 5th edn, Isco, 501 pp.
- Grasso, D., B. F., Smets, K. A. Strevett, B. D., Machinist, C. J., VanOss, R. F., Giese and Wu, W., 1996. Impact of physiological state on surface thermodynamics and adhesion of *Pseudomonas aeruginosa* *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3604-3608.
- Gygi, R. A. and Persoz, F., 1986. Mineralostratigraphy, litho- and biostratigraphy combined in correlation of the Oxfordian (Late Jurassic) formations of the Swiss Jura range. *Eclogae Geologicae Helveticae* 63, 111-118.
- Harvey, R. W. and Harms, H., 2001. Transport of microorganisms in the terrestrial subsurface: in situ and laboratory methods. In: Hurst, C. J., Crawford, R. L., Knudsen, G. R., McInerney, M. J. and Stetzenbach, L. D., editors. *Manual of environmental microbiology*, 2nd ed. p. 753-776.
- Hauns, M., Jeannin, P.-Y. and Hermann, F., 1998. Tracer transport in karst underground rivers: tailing effect from channel geometry. *Bulletin d'Hydrogeologie* 16, 123-142.
- Hauns, M., 2002. Modeling tracer and particle transport under turbulent flow conditions in karst conduit structures. *Freiburger Schriften Hydrologie*, Band 12, p 78.
- Herlicska, H., Lorbeer, G. E., Broviczeny, F., Mandel, G. W., Pavuza, R., Stummer, G. and Lassning, M., 1994. Pilotprojekt „Karstwasser Dachstein“, Band 1: Karstwasserqualität. Umweltbundesamt. 233 pp.
- Hobbins, M., Svoboda, P., Tanner, M. and Lüthi, T., 2001. Nachweis von Norwalk-like-Viren-Sequenzen in Umweltproben. *gwa* 81 (7), 473-479.

- Ibaraki, M and Sudicky, E. A., 1995. Colloid-facilitated contaminant transport in descretly fractured porous media, 1. Numerical formulation and sensitivity analysis. *Wat. Res. Resear.*, 31 (12), 2945-2960.
- Ihaka, R. and Gentleman, R., 1996. R: A language for data analysis and graphics, *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5 (3), 299-314.
- Jeannin, P.-Y., 1995. Comportement hydraulic mutuel des volumes de roche peu perméable et des conduits karstiques: consequences sur l'étude des aquifères karstiques. *Bulletin d'Hydrogéologie* 14, 113-148.
- Jeannin, P.-Y., 1998. Structure et compartiment hydraulique des aquifères karstiques. PhD Thesis, University of Neuchâtel, 237 pp.
- Käss, W., Ritter, R. and Sacré, C., 1983. Lebensdauer und Transport von Bakterien in typischen Grundwasserleitern - Oberrheinische Schotterebene. *DVGW-Schriftenreihe Wasser* Nr. 35, pp. 127-138.
- Käss, W., Schaber, J. and Schloz, W., 1994. Eine kombinierte Karstgrundwassermarkierung mit Uranin und Mikrokügelchen zwischen Geislingen-Waldhausen und Eybach. *Laichinger Hohlenfreund*, 61-70.
- Kreft, A. and Zuber, A., 1978. On the physical meaning of dispersion equation and its solution for different initial boundary conditions. *Chem. Eng. Sci.* 33, 1471-1480.
- Loveland, J. P., Ryan, J. N., Amy, G. L. and Harvey, R. W., 1996. The reversibility of virus attachment to mineral surfaces. *Colloids Surfaces A – Physiochemical & Engineering Aspects*, 107, 205-221.
- Maloszewski, P. and Zuber, A., 1985. On the theory of tracer experiments in fissured rocks with a porous matrix. *J. Hydrol.* 79, 333-358.
- Maloszewski, P., Harum, T. and Benischke, R., 1992. Mathematical modelling of tracer experiments in the karst of Lurbach system. *Steir. Beitr. z. Hydrogeologie* 43, 116-136.
- Maloszewski, P., Herrmann, A. and Zuber, A., 1999. Interpretation of tracer tests performed in fractured rock of the Lange Bramke basin, Germany. *Hydrogeology J.* 7, 209-218.
- McKay, L. D., Sanford, W. E. and Strong, J. M., 2000. Field-scale migration of colloidal tracers in fractured shals saprolite. *Ground Water* 38 (1), 139-147.
- Montandon, P.-E., Mages, J.-F. and Miserez, J.-J., 1995. Etude de l'écoulement et de l'autoépuration du system karstique. Exemple de la vallée de La Ronde (JU Suisse). *Bulletin d'Hydrogeologie* 14, 177-198.
- Orth, J. P., Netter, R., Merkl, G. and Behrens, H., 1997. Bacterial and chemical contaminant transport tests in a confined karst aquifer (Danube Valley, Swabian Jura, Germany). *Karst waters & environmental impacts*, Günay & Johnson (eds), Balkema, Rotterdam, 173-180.
- Pohl, B., 2000. Charakterisierung der hydrogeologischen Systemparameter des Einzugsgebietes einer Trinkwasserquelle im Karst am Beispiel Röschenz (Nordwestschweiz) zur differenzierten Ausscheidung von Grundwasserschutzzonen. MSc Thesis in Geology University of Basel, p. 77.
- Ryan, M. and Meiman, J., 1996. An examination of short-term variations in water quality at a karst spring in Kentucky. *Ground Water*, 34(1), 23-30.
- Rohmann, U., Ball, T. and Sturm, S., 2001. Fallstudien zur mikrobiologischen Belastung von Quellwässern, Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), pp. 93.
- Rossi, P., 1994. Advances in biological tracer techniques for hydrology and hydrogeology using bacteriophages. Diss. Uni Neuchâtel, pp. 197.
- Rossi, P., Doerfliger, N., Kennedy, K., Müller, I. and Aragno, M., 1998. Bacteriophages as surface and groundwater tracers. *Hydrology and Earth Systems Sciences* 2(1), 101-110.
- Rothmeier, R., Weidenmann, A., and Botzenhart, K., 1997. Transport of *Escherichia coli* through soil to groundwater traced by Randomly Amplified Polymorphic DNA (RAPD). *Water Science and Technology* 35, 351-357.
- Schäfer, 1997. Bacterial transport and pollutant degradation: influences of air-water interfaces and solid surfaces. PhD ETH No. 12416, p. 117.
- Seiler, K.-P., 1988. Die mechanische Ausfilterung von *Escherichia coli* in quartären Kiesen Oberbayerns. *Z. dt. geol. Ges.*, 139, 475-484.
- Seiler, K.-P., Maloszewski, P. and Behrens, H., 1989. Hydrodynamic dispersion in karstified limestones and dolomites in the upper jurassic of the Franconian Alb, F.R.G.. *J. Hydrol.* 108, 235-247.
- Shevenell, L. and McCarthy, J. F., 2002. Effects of precipitation events on colloids in a karst aquifer. *J. Hydrol.* 255, 50-68.
- SLMB, 1987. Schweizerisches Lebensmittelbuch, Kap. 56.
- Steinkeller, M., 1998. Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen. *Wiener Mitteilungen, Wasser Abwasser Gewässer*. Band 150.
- VanOss, C. J., R. J. Good, and M. K. Chaudry. 1986. The role of van der Waals forces and hydrogen bonds in 'hydrophobic interactions' between biopolymers and low energy surfaces. *J. Colloid Interface Sci.*, 111, 378-390.
- Werner, A., 1998. Hydraulische Charakterisierung von Karstsystemen mit künstlichen Tracern. *Schr. Angew. Geol. Karlsruhe*, 169 pp.

- Werner, A. Hötzel, H., Käss, W. and Maloszewski, P., 1998. Evaluation of tracer test in the Danube-Aach-system (Western Swabian Alb, Germany) with different modelling approaches. *Bulletin d'Hydrogeologie* 16, 111-122.
- White, W. B., 2002. Karst hydrology: recent developments and open questions. *Eng. Geol.*, 65, 85-105.
- Zupan, M., 1992. The pollution transport in karst waters. In: *Tracer hydrology*, Hötzel & Werner (eds), Balkema Rotterdam, 299-301.

Modeling Discharge and Microorganism Transport in a Karst Spring⁵

7

Abstract

A sequence of box models with increasing complexity has been used to describe discharge and particle transport in a karst spring in Northwestern Switzerland. The simulated parameters were discharge rate, *E. coli* concentration, enterococci concentration and turbidity as well as uranine recovered from two artificial tracer tests. To quantify parameter identifiability, sensitivity of model results to parameters and the collinearity index of parameter subsets were analysed. Discharge could be separated into slow (~120 d), intermediate (11-43 d) and fast (~0.4 d) flow components, which could be attributed to different geologic formations. An important feature of the water flow regime was an overflow accounting for the hydraulic connectivity between the soil and epikarst zone with a spring that diffuses head pulses through the saturated zone; this is mainly responsible for peak flow. Fast flow through the channel network contributes marginally to total discharge, however, microorganisms and turbid matter are transported via this flow path. The main mechanism controlling particle transport in the karst aquifer studied was advective transport by water flow. The flow velocity of the uranine was retarded with respect to the particulate matter, an effect that is due to low water input during artificial tracer tests rather than matrix diffusion of the solute tracer. The box model further revealed the surface dimensions of the catchment areas for fast and slow water flow. The simulations performed have potential for practical hydrological applications such as the delineation of groundwater protection zones and water management.

Keywords: karst springs, modeling, discharge, particles, transport, microorganisms

Introduction

Karst terrains cover about 25% of the earth's surface and karst aquifers are estimated to provide about a quarter of the world's population with potable water (Ford and Williams, 1989). Unfortunately these important groundwater resources are very susceptible to microbial contamination especially after precipitation events due to point recharge, and reduced filtration in conduit systems (Auckenthaler et al., 2002; Schafer and Parriaux, 2002; Hobbins et al., 2001; Drew, 1996; Montandon et al., 1995; Herlicska et al., 1994; Zupan, 1992). During dry weather periods, however, when other flow systems are dominant, only low levels

⁵ Auckenthaler, A., Reichert, P., and Huggenberger, P., 2004. submitted to Water Res. Resear.

of contamination occur. This phenomenon of rapid water quality change can be attributed to aquifer heterogeneity. The heterogeneous structure of karst aquifers is built by a flow system of matrix, fracture and channels (e.g. Baedke and Krothe, 2001; Larocque et al., 2000; Kiraly, 1998; Estrela and Sahuquillo, 1997) causing slow, intermediate and fast water responses observed in karst spring hydrographs. Moreover, also lithological differences in the different units of the stratigraphic sequence may result in site specific hydrogeological heterogeneity; this aspect is rarely accounted for in karst descriptions. For example there is a marked difference between the hydrogeological properties of a multilayer sequence of marls and limestones compared to a porous patch-reef carbonate complex.

A special hydrogeologic unit, the epikarst, may strongly influence the hydrograph of springs in some karst aquifers (Mangin, 1975). This highly karstified structure near the ground surface gathers infiltrating precipitation water that drain to highly permeable conduits in the karst system. On the other hand the epikarst stores and infiltrates it slowly into the whole karst system. The epikarst therefore has an influence on peak flow as well as on base flow (Jeannin and Grasso, 1995). During base flow conditions, water pressure in the rock matrix is higher than in the conduit system, resulting in drainage of matrix waters into the conduit system. In this situation no matrix diffusion of contaminants is expected. In contrast, water from the conduit system can enter the rock matrix during high flow conditions when the water pressure is inversed. This effect can be observed by measurements of spring water temperature (Birk, 2002). In karst systems with high water flow however, this effect plays a minor role in transport of solutes (Werner, 1998; Jeannin, 1998).

The various flow regimes in karst terrains, especially the rapid recharge in sinkholes combined with rapid flow in channel systems, make delineation of groundwater protection zones very complex. Even if all hot-spots for rapid recharge were included in protection zones, microbial pollution can still occur due to input of microorganisms by game faeces as well as marginal filtration and autopurification effect in the channel system (Auckenthaler and Huggenberger, 2003). To overcome this difficulty, the focus of safe drinking water production has to be put on modeling the temporal change of microbial water quality.

Although many models exist for water flow (e.g. Kiraly, 1998; Larocque et al., 2000) or tracer transport (Hauns et al., 1998; Werner et al., 1998, Maloszewski, et al., 1992) in karst aquifers only few cover water flow in combination with contaminant transport. This is particularly true for the transport of microorganisms. The effects of interactions between different flow regimes on contaminant transport are only partly known in karst systems and imply that the assumptions made for porous media are invalid (White, 2002). Modelling karst water movement and contaminant transport has therefore to account for the special features of these aquifers, especially simultaneous slow and fast water movement. Sauter, (1992) presented a double-continuum porous equivalent model for a karstic aquifer in southern Germany. Each flow system consisted of a, fast flow system, i.e. conduit system, and slow flow system, i.e. fissured system, that are represented by a separate continuum and are coupled using an exchange term. The model was capable of simulating water level, spring discharge and tracer breakthrough. Annable and Sudicky, 1999 used a three-dimensional numerical model to study flow and transport in a network of interconnected conduits with dead end cavities. They concluded that a conventional equivalent porous medium approach that is used to interpret tracer migration in a complex fracture network cannot capture the sporadic responses observed in karst systems. Depending on the interconnectivity of the conduits, the presence or absence of dominant channels and the scale of the system, the theoretical model simulations revealed that tracer arrival can range from hours to decades. A completely different approach using kernel functions was applied by Wicks and Hoke, (1999), who derived three kernel functions: one that relates excess recharge to spring discharge, one that relates non-point source input to concentrations of the solute in the spring, and one that relates point source

input to concentrations of the solute in the spring. The results obtained indicate, that linear kernel functions are suitable for modelling karst solute transport. Pinault et al., 2001 have conducted inverse modeling on water flow and solute transport at several karst springs on the Larzac plateau in southern France. This approach decomposed the unit hydrograph as well as impulse response of fluxes into a quick and a slow component. Furthermore, the effective precipitation was decomposed into two parts, one contributing to quick flow and the other contributing to slow flow. This model could successfully simulate water flow and solute transport.

Although all these models are useful for interpreting the behaviour of karst systems they have some drawbacks; either they use porous media concepts (Sauter, 1992), or they require a huge number of parameters that can not be easily measured in the field (Annable and Sudicky, 1999). Alternatively, they are mathematical formulations of break through curves without physical meaning of the specific karst aquifer (Wicks and Hoke, 1999; Pinault et al., 2001.). In addition, no model is currently available that simulates water flow together with particle transport in a karst aquifer.

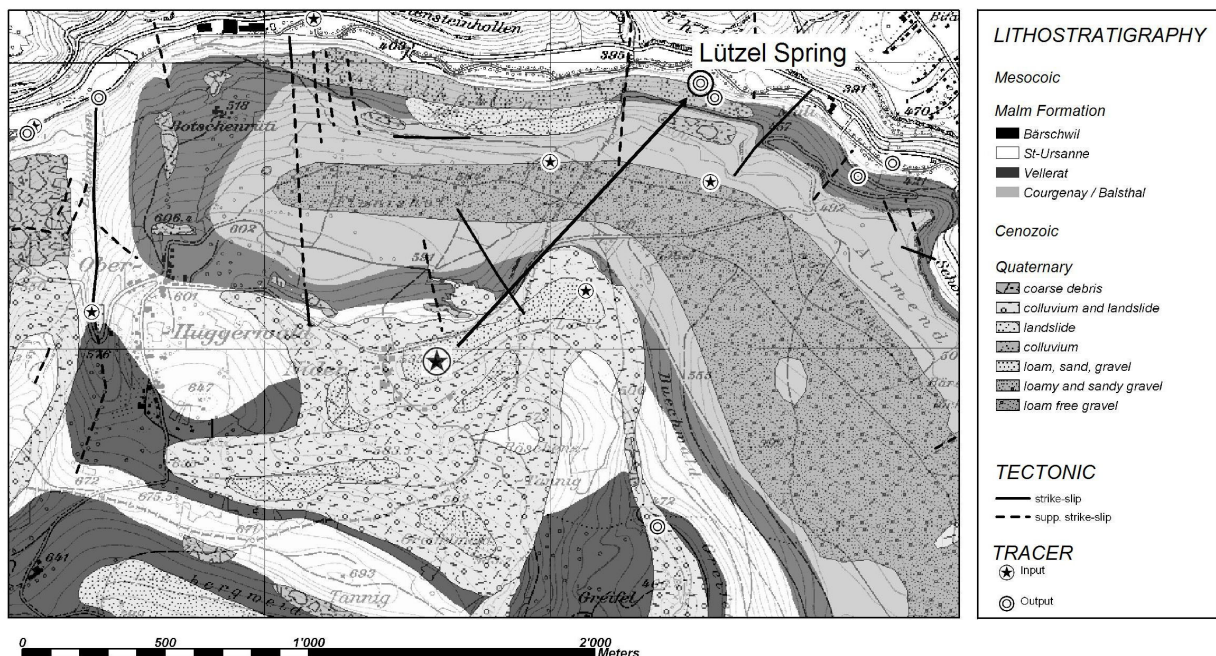
In order to describe flow and particle transport in a mechanistic but strongly simplified way while learning about properties of the karst system we opted for using a sequence of box models of increasing complexity. The box model method utilizes the principle of mass balance. Consequently, the system is divided into one or several homogeneous stirred control volumes without space coordinate that are connected to each other by mass fluxes. The system as a whole is linked to the environment by external inputs (e.g. precipitation and microorganism input by manure application) and outputs (e.g. evapotranspiration and spring discharge). Three box models were applied to describe discharge at a karst spring in Northwestern Switzerland; particle and solute transport were incorporated into the most complex structure. The box model approach has many advantages. Firstly, different flow systems can be modelled to show their respective contributions to total karst spring discharge while revealing the dimensions of the respective catchment areas. Secondly, the calculated water volumes in the boxes can be attributed to different geologic formations and hence porosities of the geologic formations can be estimated. Thirdly, different model structures can be easily developed to help in identifying processes describing water flow. For identification of model parameters sensitivity analysis and parameter identifiability analysis have been carried out.

Site Description

Our modeling and experimental approach tested a relatively simple geological system in the folded Jura of Northwestern Switzerland consisting of stratigraphic units of Late Jurassic age (Malm) (Fig. 7.1). The surface morphology of the area is characterised by plateaux and anticline structures, which represent the recharge areas, separated by incised valleys. The hydrogeophysical aspects and the tectonic setting of the stratigraphic sequence have been investigated based on outcrop analysis at the smaller scale and a construction of the tectonic setting at the regional scale. The stratigraphic units and their expected hydrogeophysical aspects are summarized in Table 7.1. The sequence under consideration include the Oxfordian (Late Jurassic) formations. The Oxfordian Stage of Northwestern Switzerland starts with a succession of marls with a maximum thickness in excess of 100 m. The marl sequence is built by four units (see Tab. 7.1). All of the first four units in Table 7.1 are considered as aquitards. They form the top of the bedrock in the Lützel valley below a relatively thin cover of unconsolidated fluvial deposits. The overlying unit is the St. Ursanne Formation. This is a

Tab. 7.1: Stratigraphic units and expected hydrogeophysical character in the study area

Name of geological unit	Lithology	Hydrogeological character	Thickness
Anceps-Athleta beds	clay, marl-clay	Aquitard	30 m
Rengereni Member	homogeneous blue grey	Aquitard	100 m
Terrain à Chailles member	marls, marl-clay with bands of limestone	Aquitard	
Liesberg Member	marls with bands of limestone	Aquitard	20 m
St. Ursanne formation (Delemont Member, Buix Member)	patch reefs arenites (reef debris) massive or oolitic limestones	primary aquifer: -high primary and secondary porosity -large pores -preferential flow paths -low porosity when massive -high porosity when oolitic	<60 m
Vellerat formation (Vorbourg Member, Steinbach Member, Hauptmumienbank)	Alternating sequences of limestone and marls	Preferential flow parallel layering -hydraulic conductivities parallel layering variable -low k-values perpendicular to layering	50 m
Courgenay formation (Bure Member, La May Member)	generally limestones, variable amount of marl or oolites	generally low porosity, some lithologies susceptible for karstification	50 m

**Fig. 7.1:** Site map of study area in Northwestern Switzerland.

carbonate platform deposit with a maximum thickness of less than 60 m. This formation is composed of a complicated array of limestone facies, generally with high primary and secondary porosities (due to the dissolution corals during diagenetic processes) (Gygi and Persoz, 1986). The carbonates in this formation are susceptible to karstification and hence on the parts where they intersect the surface an epikarst (Mangin, 1975) could probably have been developed. The upper boundary of the St. Ursanne Formation is massive and consists of porous lime-mudstone or oolites, which become well bedded. As a conclusion, the St. Ursanne Formation forms the main aquifer in the study area and includes conduits with fast flow paths.

The Vellerat formation (thickness ca. 50 m) consists of an alternating sequence of limestones and marls deposited in subtidal to supratidal zones. As a consequence, both vertical and lateral changes of lithological composition occur over short distances. The formation may be subdivided into several units with variable marl content and an amount of detrital sediments occurring between the shallow carbonate units. All units display a relatively low permeability perpendicular to bedding and variable hydraulic properties parallel to layering (that are often highly permeable). This results in typical diffuse springs in the slope areas between the plateaus. However, these springs do not contribute significantly to water output from the catchment area of Lützel Spring.

The top-most Courgenay Formation generally has low permeabilities with the exception of a massive white limestone unit, which has a low resistivity to weathering and thus is very susceptible for karstification.

In terms of the tectonic setting, folds generally determine the direction of anisotropy of a geological system on the larger scale. The catchment area of Lützel Spring mainly includes the gently North dipping flank of an E-W trending anticline, laterally bounded to the east and west by steep N-S trending faults.

Lützel Spring has a variable discharge in the range of 800 to 4500 L/min. Based on measurements of meteorological data in the area such as precipitation, global irradiation, wind speed and relative humidity and the calculation of evapotranspiration, according to Penman, the catchment area of Lützel Spring was estimated to be 2.8 km² (Pohl, 2000; DVWK, 1996). Different tracer tests using fluorescent dyes were performed in a preliminary experiment to evaluate diffuse and preferential flow paths to Lützel Spring (Auckenthaler and Huggenberger, unpublished report, 2002). Figure 7.1 gives an overview of the tracer tests performed. Input locations on the south plateau near Lützel Spring and in the Lützel Creek showed no measurable connection to the spring. A preferential flow path to Lützel Spring was only found in a small depression on the upper part of fold-limb in the anticline structure formed by erosion, where the St. Ursanne Formation intersects with the ground surface. The distance from the input location to Lützel Spring is 1250 m. Depending on spring discharge the tracer flow velocity ranged between 40 and 100 m/h. The observed fast pathways may be explained by rapid infiltration of surface waters into the highly permeable St. Ursanne Formation.

Materials and Methods

Conceptual Model

Based on the structural setting, hydrology and results of the tracer tests, the karst system can be regarded as consisting of two main flow systems, a slow flow component in the Courgenay and Vellerat Formations and a fast and possibly intermediate flow component in the St. Ursanne Formation.

Transport of microorganisms and clay particles that lead to turbidity is restricted to a small part of the aquifer system possibly represented by a kind of channel or pipe network within the St. Ursanne Formation. This channel or pipe system is permanently filled with a variable amount of water and drains the different formations in the catchment area. During high flow events, first the antecedent water in this channel or pipe network is flushed out, causing a rise in spring discharge rate. The contaminated infiltration water reaches the spring only after this flushing (Auckenthaler et al., 2002). Flow velocities in the channel or pipe network are very fast so that interactions with the surrounding matrix, e.g. matrix diffusion can be neglected.

To adequately translate this conceptual model into a box model the different regimes of slow, intermediate and fast flow have to be integrated. These flow regimes are represented by homogeneous stirred boxes which are connected to each other and the rest of the world by mass fluxes. The boxes do not have a space coordinate but are related to the different hydrogeological formations and therefore represent a certain volume in space. A topmost box or reservoir of a model structure designed represents the soil and epikarst, which has an input by precipitation and an output by evapotranspiration and flow to an underlying reservoir. The underlying reservoir represents the overall stratigraphic sequence within the karst drainage network as its domain; its outflow is the spring. The fast flow system is represented by a sequence of several small reservoirs portraying a channel like structure. The spring collects all the water of these different reservoirs. A schematic picture of the conceptual model is presented in Figure 7.2, model C'. The model structures presented in this paper are rough abstractions of the real karst system and cannot account for the exact flow system in space. However, this is consistent with this goal of modelling exercise, namely to understand the relevant processes and to be able to make predictions regarding the impact of precipitation events on discharge and microbial contamination of Lützel Spring.

Parameter estimation

Model simulations and parameter estimation were performed with the computer programm AQUASIM (version 2.1e), which is designed for the identification and simulation of aquatic systems (Reichert, 1994, 1995). The weighted least-squares parameter estimation procedure applied in this study minimizes the sum

$$WSS(\theta) = \sum_{k=1}^{n_y} \sum_{j=1}^{n_{t,fit}} \left(\frac{y_{meas,k,j} - y_k(t_j, \theta)}{sc_{y_k}} \right)^2 \quad (1)$$

in order to find the parameter estimates. In this equation the index j is used to distinguish different points in time, t_j ; it runs from 1 to the number of points in time at which measured data of variable y_k were used for the fit, $n_{t,fit}$. The index k is used to distinguish different model variables, y_k ; it runs from 1 to the number of model variables to be compared with the data, n_y . $y_k(t_j, \theta)$ is the result of the karst flow and transport model for the model variable y_k calculated with the parameter values θ and evaluated at time t_j . $y_{meas,k,j}$ is the measured value corresponding to the model variable y_k at time t_j . The scaling factor sc_{y_k} has the same dimensions as the model variable y_k and makes the sum in (Eq. 1) non-dimensional. This is important because the different model variables have different dimensions and sizes. The goal of the scaling factor is to make the contributions of the different model variables to WSS similar in size, and thus give them all a similar influence on the estimates of parameters. Table 7.2 lists the scaling factors sc_{y_k} of the five parameters used for the fit.

Tab. 7.2: Scales used for determining the contributions of the different model variables to the weighted sum of squares non-dimensional and similar in size

Parameter	Scale	Value	Unit
Discharge	sc_Q	1	m ³ /d
Concentrations <i>E. coli</i>	sc_{CEC}	1	CFU/100 mL
Concentrations enterococci	sc_{CEN}	0.1	CFU/100 mL
Concentrations Turbidity	sc_{CT}	0.01	FNU
Concentrations uranine	sc_{CU}	0.1 and 0.01	ppb

Input data and fit parameters

Precipitation and other meteorologic data were recorded continuously every 10 minutes in the study area over the whole investigation period of one and a half year between June 1999 and January 2001. Evapotranspiration was calculated from the meteorologic data according to Penman (DVWK, 1996; Pohl, 2000). To reduce the number of parameters by eliminating initial volumes, model simulations were set to begin 700 days before the investigation period. Missing precipitation and evaporation data therefore had to be substituted using data from the meteorologic station in Fahy (operated by Swissmeteo), approximately 40 km from the study site.

The measured output data at the Lützel Spring were discharge, turbidity, and over a restricted period, the *E. coli* and enterococci bacteria. Discharge was recorded online by a V notch (or triangular) weir with an angle of 90° according to Grant and Dawson, (1997). Turbidity was recorded continuously by a turbidity meter (Sigrist WTM 500). Over the period of three months from October to December 2000 water samples collected for *E. coli* and enterococci analysis were taken from Lützel Spring 3 to 6 times a day. These data serve for model fitting. For validation of the transport process, data of routine drinking water controls were used. Both, *E. coli* and enterococci were analysed in accordance with Swiss drinking water regulations (SLMB, 1987).

Two artificial tracer tests using a dye tracer were performed at Lützel Spring in order to demonstrate input location into fast flow conduit system and have another independent data set for the evaluation of transport processes. In March 2000 1 kg uranine was injected in a water filled pit (1 x 1 x 2 m) and flushed with 2 m³ of water. The second tracer test in August 2000 was performed from the same input pit that used as in March using 50 g of uranine. Because the tracer did not reach the spring within one day, as expected from the March 2000 tracer test, the pit was flushed again two days later with 2 m³ of water to ensure that the uranine was transported into the saturated zone of the aquifer. The fluorescent dye analysis was done with High Pressure Liquid Chromatography (HPLC) in a specialised laboratory for hydrogeological tracer tests (NATURAQUA, Berne, Switzerland). The detection limit for uranine was 0.002 ppb.

Simulation of slow and intermediate water flow

Different box model structures were used to simulate slow and intermediate groundwater flow (Fig. 7.2). The goal of this approach was to evaluate the relevant parts of the flow system of the studied karst system in a stepwise manner. The most appropriate of these model structures was supplemented by a fast flow channel and was used to simulate particle and solute transport. To reduce the number of model parameters for slow and intermediate flow, the simulation was started 700 days before measured data of discharge were available.

Consequently the initial volume has no more influence on the discharge curve for the time period where measured data are available.

Model A, one reservoir

The first model, model A, consisted of one single reservoir controlled by two parameters. There is an input from precipitation, an output due to evapotranspiration and a reservoir outflow connected to the spring. The governing model equations were:

$$\frac{dV_1}{dt} = -k_{out_1} V_1 + Q_{prec} - Q_{ETP} \quad (2)$$

$$Q_{prec} = aI \quad (3)$$

$$Q_{ETP} = a \begin{cases} E & \text{for } V_1 \geq V_{min} \\ 0 & \text{for } V_1 < V_{min} \end{cases} \quad (4)$$

where V_1 is the volume of the reservoir [m^3], t the time [d], k the outflow rate coefficient (inverse residence time) [d^{-1}], a the surface area of the reservoir [m^2], I the precipitation [m/d] and E the potential evapotranspiration [m/d]. If V_1 is smaller than a minimum volume, V_{min} , no evapotranspiration occurs. A negative sign implies a net reservoir output, whereas a positive sign indicates a net input into the reservoir. Table 7.3 summarizes the model parameters used, simulated discharge is provided in Figure 7.3.

The reservoir in model A integrates the whole geologic sequence without specification for a different geologic formation. It already provides a rough prediction of the discharge to the Lützel Spring. The value $k_{out_1} = 0.0086 d^{-1}$ implies that the reservoir would be emptied to about one third of its volume (exactly $1/e$) within 116 days. Although no fast flow components are included in this model, the presence of fast flow raises in spring discharge can be recognised because heavy input by precipitation has an immediate influence on the water volume and consequently on discharge.

The derived catchment area of $2.44 km^2$ is very close to the area of $2.8 km^2$ estimated by hydrological investigation (Pohl, 2000). This shows that even with a very simple model catchment areas can adequately be evaluated.

Model B, four reservoirs

Model B consists of four reservoirs and is divided into two parallel structures (Fig. 7.2). The first structure with V_1 and V_2 represents the Vellerat Formation and the second structure with V_3 and V_4 represents the St. Ursanne Formation. Each of the top reservoirs of the two structures can be interpreted as soil and unsaturated zone, with precipitation input and outputs of evapotranspiration, and reservoir outflow to the underlying reservoir. The underlying reservoirs represent karstified formations. The mass balance equations for V_1 and V_3 are equal to equation (1), the mass balance equation for V_2 and V_4 are equal and are expressed as follows:

$$\frac{dV_2}{dt} = -k_{out_2} V_2 + k_{out_1} V_1 \quad (5)$$

The symbols have the same meaning and the same dimensions as those in equation (1). In this model the peaks of the discharge curve are reproduced slightly better than in model A (Fig. 7.3). The sum of the residence times in reservoirs 1 ($1/k_{out1} = 36$ days) and 2 ($1/k_{out2} = 45$ days) representing the Vellerat Formation is of the same order of magnitude as the residence time ($1/k_{out1} = 116$ days) determined using model A. The St. Ursanne Formation flow system is represented by the other flow structure. k_{out4} is very high so that the retention in the St. Ursanne Formation is dominated by reservoir 3. The inverse outflow rate coefficient of $1/k_{out3}$, is 11 days, which represents an intermediate to fast flowpath. Model B more closely resembles the conceptual model than model A. However, looking at the modeled discharge (Fig. 7.3) the introduction of three more reservoirs including four more parameters (without V_{ini}) in model B does not lead to a significantly better representation of water flow compared to model A. Especially the amplitude in discharge during low flow conditions can not be properly explained using this approach.

Model C, two reservoirs with overflow

Model C consists of two reservoirs which include 4 parameters (without initial volumes V_{ini}). The topmost reservoir represents soil and unsaturated zone, as in model B. A special feature is the overflow from the topmost reservoir directly to the spring. This overflow was introduced to model discharge during high flow conditions. In case of low water content in reservoir V_1 the overflow is inactive. The overflow can be interpreted as the epikarst zone (Jeannin and Grasso, 1995) that drains recharge water from the top of the bedrock directly into the fast flow system. The equation for the topmost reservoir of model C is:

$$\frac{dV_1}{dt} = -k_{out1} V_1 + Q_{prec} - Q_{ETP} - \begin{cases} k_{overfl1} (V_1 - V_{overfl}) & \text{for } V_1 \geq V_{overfl} \\ 0 & \text{for } V_1 < V_{overfl} \end{cases} \quad (6)$$

The equation for V_2 in model C is equal to equation (5). The sum of the residence times in reservoir 1 ($1/k_{out1} = 28$ days) and reservoir 2 ($1/k_{out2} = 66$ days) in model C is of the same order of magnitude as in the models A and B. Consequently this flow sequence represents the slow flow system. The overflow represents an intermediate flow path with a residence time of $1/k_{overfl} = 43$ days. Although model C has less parameters than model B, its prediction of discharge during peak flow and low flow conditions is more precise (Fig. 7.3). The overflow is therefore a main element in describing water flow in our study area.

Figure 7.4 summarizes the different flow components of model C'. Peak flow during heavy precipitation events is highly influenced by the overflow in reservoir 2. The overflow can be interpreted as a hydraulic connection from the ground surface to the spring. However, in contrast to the fast flow channel, it does not represent directly infiltrating water and has no immediate influence on water quality. Such effects of hydraulic connection, also observed in other studies (Winston and Criss, 2004) have to be considered when peak flow separation is used to calculate infiltration areas responsible for peak contamination of karst springs.

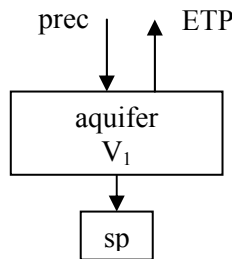
Comparison of model structures for slow and intermediate water flow

Although the three models A, B and C presented have different structures and flow system complexity they show very similar water residence times in slow flow systems, dimension of catchment areas, porosities of the rock and water level fluctuations. The residence times are of the order of 3 to 4 months, indicating that even in dry periods the karst system yields water to

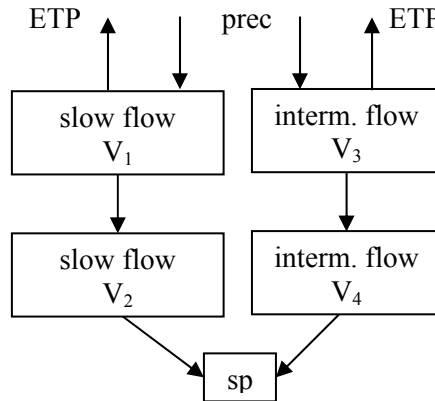
Lützel Spring. The calculated catchment areas range in size from 2.17 to 2.44 km². These values are in good agreement with results from hydrological investigations that revealed a catchment area of 2.8 km² (Pohl, 2000), and also with structural geologic analysis from which the catchment area was estimated to range in size from 2.07 to 2.60 km² (Fleury, 2004).

Geological formations apparent porosities were derived from simulations of water volumes of the three model structures and rock volume estimations of the St. Ursanne and Vellerat Formations obtained from structural geologic analysis (Fleury, 2004). The calculated porosities for the Malm Sequence in terms of maximum simulated water volumes are between

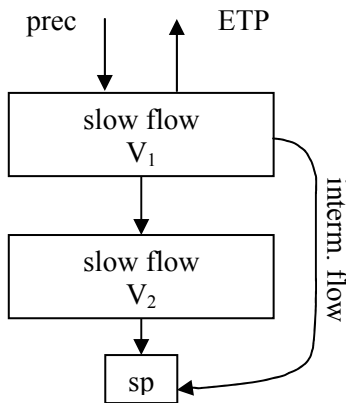
Model A



Model B



Model C



Model C'

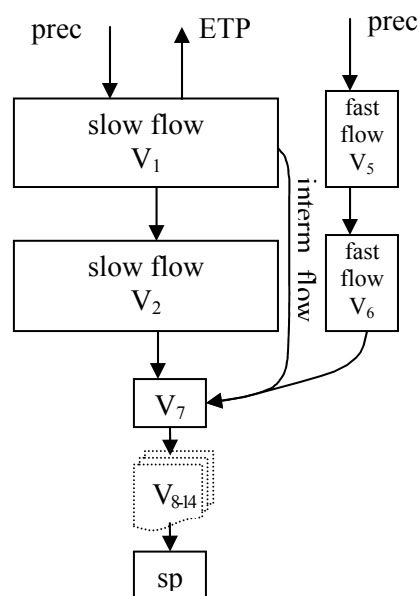


Fig. 7.2: Structures for the four models A to C'. The index for differentiation of volumes V_1 to V_{14} refers to the number of the reservoir in the text. The upper reservoirs of models B, C and C' represent the soil and the highly karstified transition zone between soil and underlying geologic formation (epikarst). The lower reservoirs represent the karst aquifer. The reservoirs 7 to 14 (with constant volume of 200 m³ each) in model C' build a channel like structure. Note: prec: precipitation; ETP: evapotranspiration; intern: intermittent flow; sp: spring.

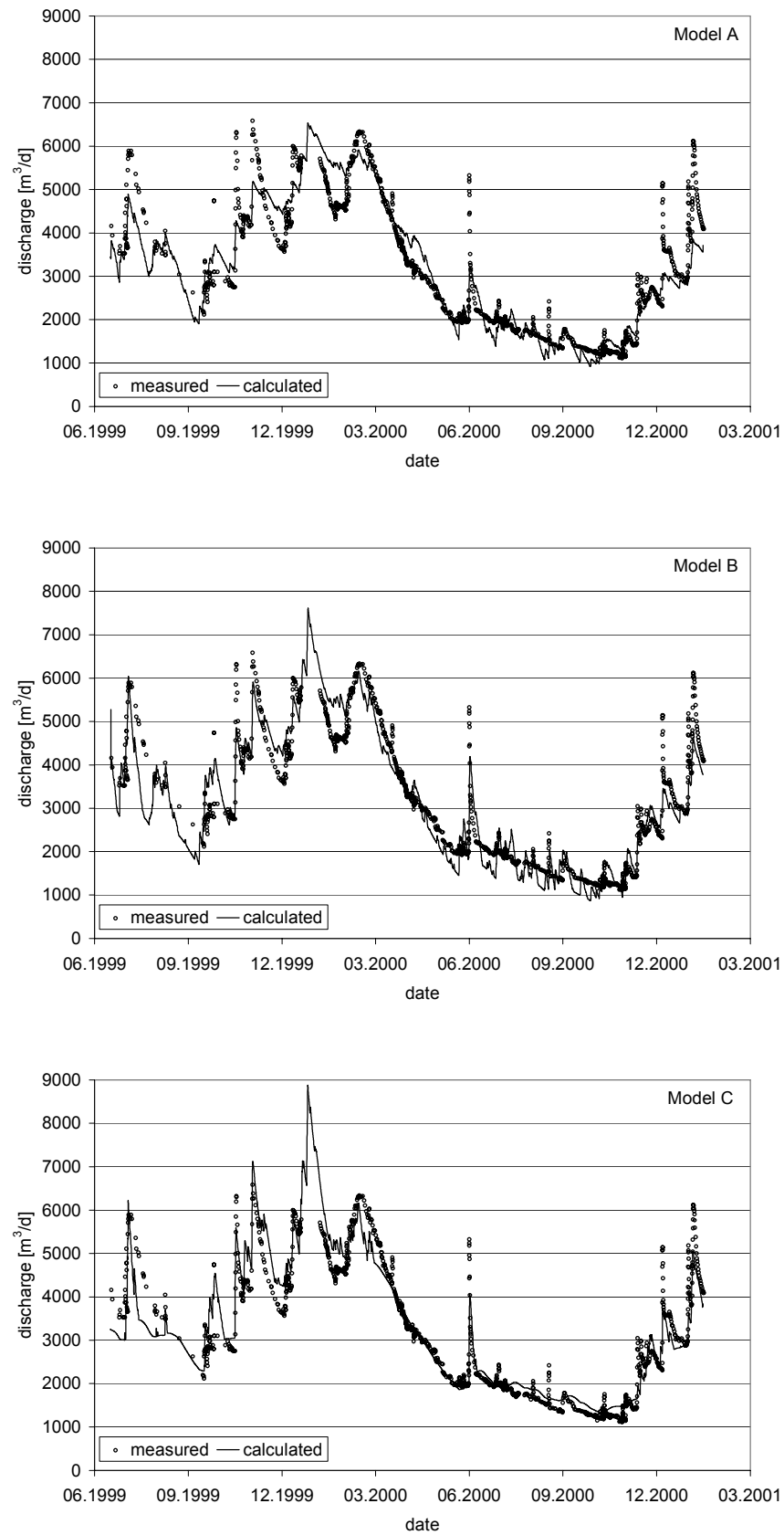


Fig. 7.3: Modelled discharge for the three model structures A, B and C with slow and intermediate flow

3.1‰ and 4.1‰ for model A, between 2.3‰ and 3.0‰ for model B and between 2.4‰ and 3.2‰ for model C. These porosities are very close to the porosity of 4.5‰ ascertained from well pumping tests in the Malm Sequence (including the Vellerat and St. Ursanne Formation) near the study area (WEA, 1981). Water level fluctuations in the slow flow system range between 10 and 25 cm. The mean annual net input of precipitation is calculated to about 0.5 to 0.6 m what is a plausible value for the study area (Pohl, 2000). These results show that even with very simple models meaningful physical parameters for karst systems can be estimated.

Model C', particle and solute transport

Model C' differs from model C except in that a channel for fast water flow and particle transport was added. The channel has almost no effect on prediction of total discharge (Tab. 7.3). However, this structure is crucial for the particle transport. The input and transport of particles and tracer is restricted to this fast flow system (reservoir 5 to 14). There is no exchange term for particles or solutes from the fast flow reservoirs into the slow and intermediate flow reservoirs. Nevertheless, the transport velocity of substances is influenced by the slow and intermediate flow systems. Because total discharge flows through the reservoirs 7 to 14 with constant volume, changes in total discharge modulate the transport velocity and dispersion of particles (Fig. 7.2, model C').

Tab. 7.3: Parameters used in the different models.

		Model			
		A	B	C	C'
No. Par.		2	6	5	16
No. Par. incl. V_{ini}		3	10	7	18
WSS Discharge		$3.93 \cdot 10^8$	$3.09 \cdot 10^8$	$2.35 \cdot 10^8$	$2.25 \cdot 10^8$
Parameter					
a_1	km ²	2.44	1.73	2.22	2.18
a_2	km ²		0.44		
a_3	km ²				0.01
k_{out1}	d ⁻¹	0.0086	0.0275	0.0409	0.0356
k_{out2}	d ⁻¹		0.0220	0.0145	0.0152
k_{out3}	d ⁻¹		0.0928		
k_{out4}	d ⁻¹		10.0000		
k_{out5}	d ⁻¹				2.7203
$k_{overflow}$	d ⁻¹			0.0261	0.0231
$V_{overflow}$	m ³			91907	91907
$k_{det\ coli}$	-				$4.03 \cdot 10^{-5}$
$k_{det\ entero}$	-				$7.06 \cdot 10^{-6}$
$k_{det\ turbidity}$	-				$1.73 \cdot 10^{-15}$
r_1	-				0.32
r_{2a}	-				0.02
r_{2b}	-				1.0
$Q_{crit\ mik}$	m ³				9
$Q_{crit\ turbidity}$	m ³				0

The parameters mean: a_n : surface area; k_{out} , $k_{overflow}$: outflow rate; V_{ini} : initial Volume with index indicating number of reservoir; k_{det} : detachment rate; r : scalar for the attachment of uranine; Q_{crit} : critical volume above which detachment occurs. To reduce the number of parameters the simulation was started 700 days before measured discharge data were available. Consequently the initial volumes, V_{ini} , have no further influence on the temporal /spatial discharge curve where measured data are available and thus are not presented in this table.

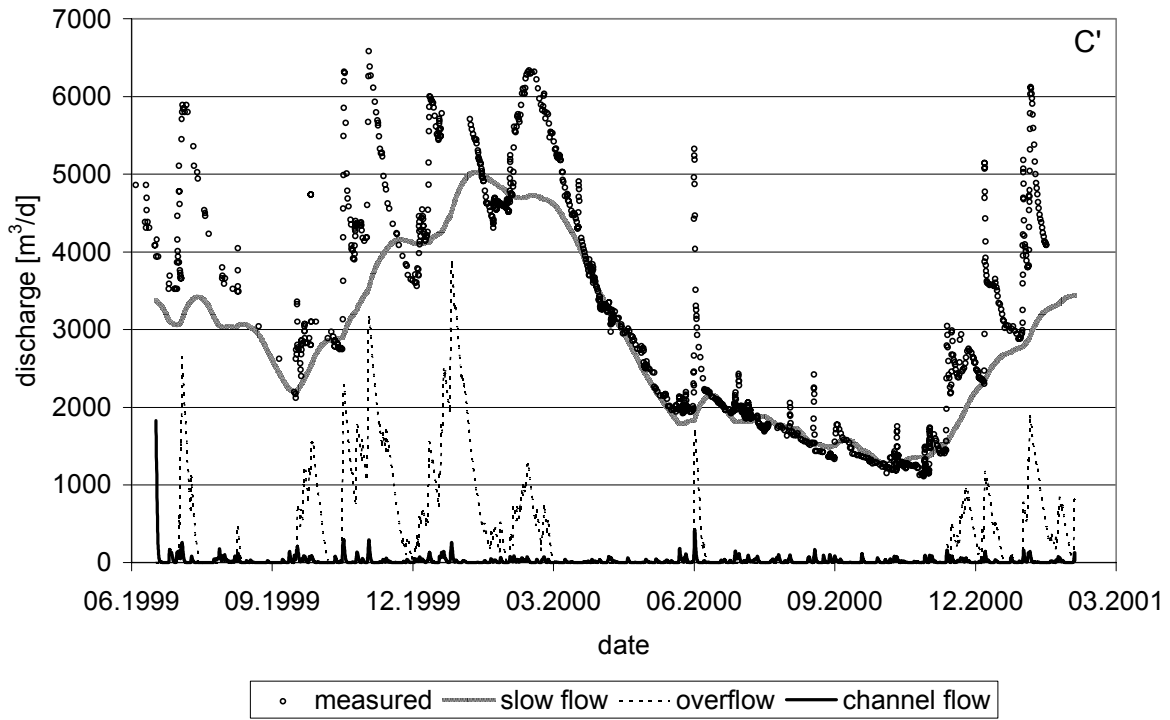


Fig. 7.4: Slow and fast water flow from different reservoirs in model C'. Peak flow in Lützel Spring is dominated by Q_{overfl} . The overflow is only active during high flow conditions, when the reservoir volume exceeds a certain quantity of water.

The simulation period was set equal to the period of measured discharge. The values of the initial volumes of reservoirs 1 and 2 were taken from the simulation of model C and were therefore excluded from the fit.

The equations for the fast water flow in reservoirs 5 and 6 are:

$$\frac{dV_5}{dt} = -k_{\text{out}_5} V_5 + Q_{\text{prec}} \quad (7)$$

$$\frac{dV_6}{dt} = -k_{\text{out}_5} V_6 + k_{\text{out}_5} V_5 \quad (8)$$

From reservoir 5 no evapotranspiration was modelled, because of high water flow and rapid depletion of the reservoir. For the reservoirs 7 to 14 with constant volume the input is equal to the output:

$$\frac{dV_{7-14}}{dt} = -Q_{\text{out}} + Q_{\text{in}} = 0 \quad (9)$$

where Q_{in} is the sum of the outputs of reservoirs 1 (overflow), reservoir 2 and reservoir 6. The input of microorganisms by manure application S_{in} into the fast flow system leads to an attachment of all microorganisms in the uppermost reservoir (reservoir 5, representing the soil) of the channel structure. These microorganisms have to be detached from the soil matrix to be transported through the channel system. Detachment is induced when a critical discharge rate, Q_{crit} , of the channel compartment is reached and is dependent on the amount of

water input by precipitation. The simulated detachment process can be regarded as a physical detachment by shear stress; chemical factors are not accounted for in the model. However, in the real world system the amount of input water by precipitation has an influence on the change in ionic strength and pH in the soil water, what has an influence on detachment. Once detached, microorganisms are not attached again to the soil or an underlying reservoir but are transported with water flow to the spring. The temporal change of concentrations of attached and detached microorganisms is given by:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = S_{in} - \begin{cases} k_{det} C_{att} (Q - Q_{crit}) & \text{for } Q > Q_{crit} \\ 0 & \text{for } Q \leq Q_{crit} \end{cases} \quad (10)$$

$$\frac{\partial (VC)}{\partial t} = \begin{cases} k_{det} C_{att} (Q - Q_{crit}) & \text{for } Q > Q_{crit} \\ 0 & \text{for } Q \leq Q_{crit} \end{cases} \quad (11)$$

There is no input of turbid matter since the clay particles causing turbid water are detached and transported only by water flow through the soil. So S_{in} for turbidity can be regarded as a constant mass of clay particles.

Fig. 7.5 and 7.6 presents the results of *E. coli* and enterococci simulation for the period of intensive microbial investigation at Lützel Spring between October and December 2000. The modelled peak occurrence fits the measured data well. However, the concentrations differ considerably at some peaks. This is, because the only criterion for detachment of particles in the model is water flow. It is evident that particles transport process can be influenced by many other parameters. At laboratory scale experiments it has proven that ionic strength, pH and organic matter play a significant role in particle movement (Fontes et al., 1991; Martin, 1992; Scholl und Harvey, 1992; Goyal und Gerba, 1979; Bales et al., 1993). In addition these factors could also have an influence on detachment of bacteria during precipitation during field scale studies (Lawrence and Hendry, 1996). However, as seen in our study, the transport velocity of microorganisms is primarily determined by water movement.

For validation of microorganism fit, routine drinking water control data collected between June 1999 and September 2000 were used (Fig. 7.7). Unfortunately, the microbial data available for the period are sparse. The model output, however, is in good agreement with the available data, indicating that the transport simulation is able to give reasonable predictions of the occurrence of microorganisms in Lützel Spring water.

Measured and simulated turbidity data are provided in Figure 7.8. Turbidity in spring water is not only due to direct transfer, but also to resuspension of deposited rock particles (Massai et al., 2003). In our system we also observed such an effect. The resuspension part of turbidity, generating base turbidity, T_{base} , was modelled depending on overflow rates of reservoir 1:

$$T_{base} = cQ_{overflow} \quad (12)$$

where c is a scaling factor [FNU d m^{-3}]. This simple approach allows the simulation of a base turbidity but not the details of fluctuations in the concentration of fines due to complex turbulent processes in the karst system. In addition, the simulated peak turbidity concentrations are not so close to the measured data as it was the case for microorganism data. However, the position of the peaks is accurate over the simulation period of 18 months.

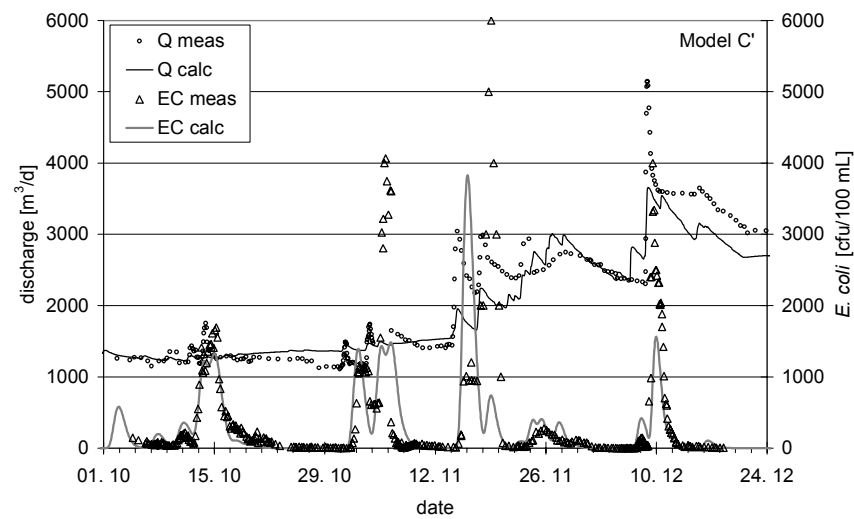


Fig. 7.5: Measured and simulated *E. coli* and spring discharge during October and December 2000.

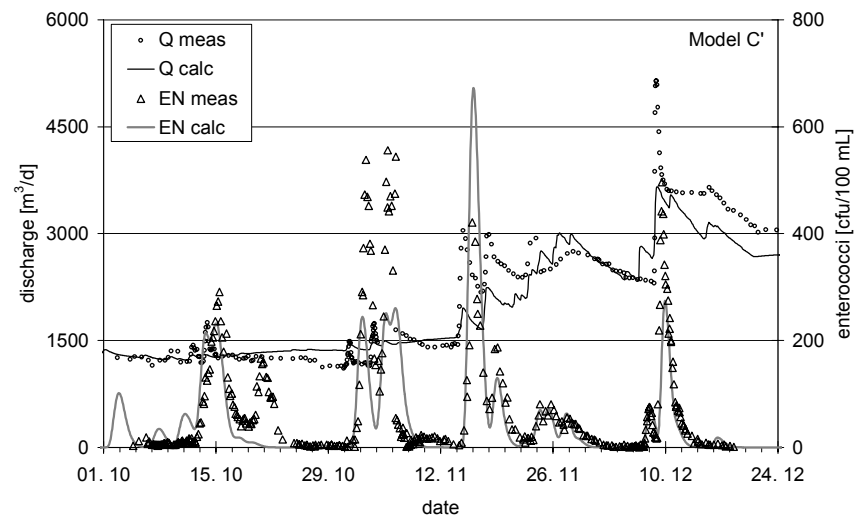


Fig. 7.6: Measured and simulated enterococci concentrations and spring discharge during October and December 2000.

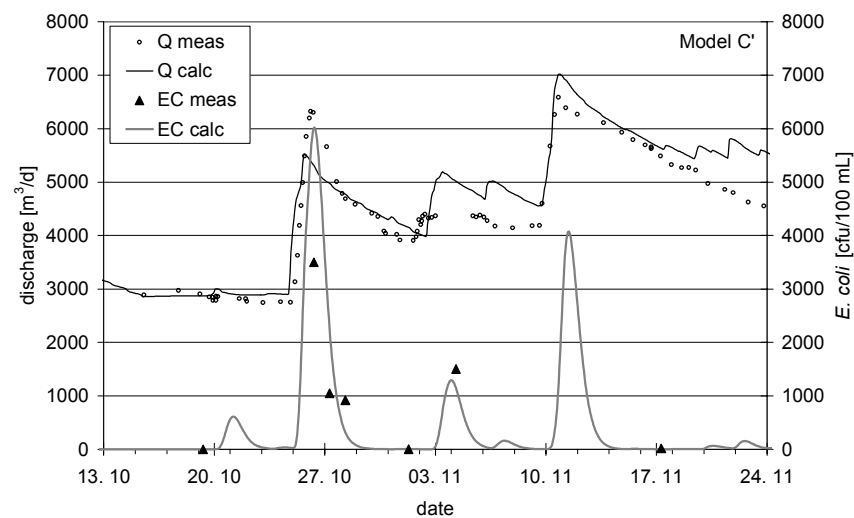


Fig. 7.7: Measured and simulated *E. coli* concentrations and spring discharge during October and November 1999, where only measured data from routine drinking water controls are available.

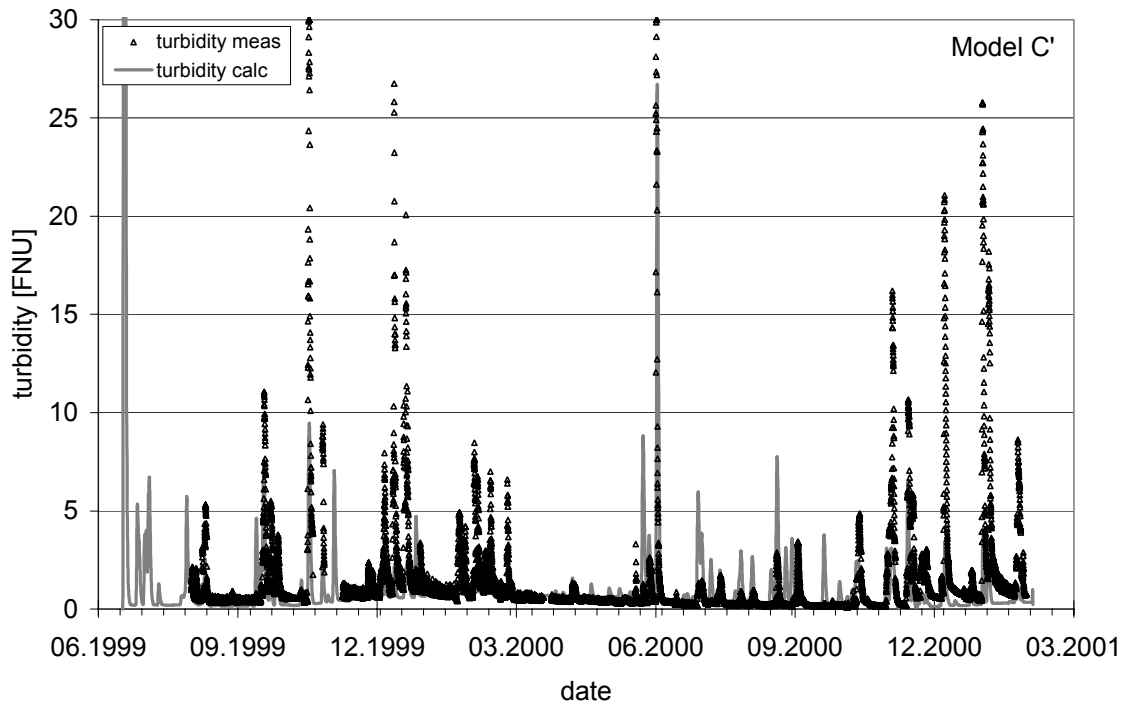


Fig. 7.8: Measured and simulated turbidity during June 1999 and December 2000.

Beside the particles, two tracer tests with the conservative tracer uranine were simulated in the model. The flow equation used was:

$$\frac{\partial(VC)}{\partial t} = Q_{in}C_{in} - Q_{out}Cr \quad (13)$$

where r is a scalar for loss of the tracer in the unsaturated and saturated zone. The two tracer tests were conducted during high flow (March 2000) and low flow (August 2000) conditions. While the March 2000 tracer test had a peak location corresponding very closely to that of the modelled tracer, the simulated peak location in the August 2000 test occurred about 36 h before the measured tracer breakthrough curve (Fig. 7.9). The parameter estimation gives unrealistic values of the scalar for attachment r for uranine in the August 2000 tracer test. Because the simulated tracer breakthrough occurs about one day before the measured data, the first peak from the first flush is strongly reduced in the fit ($r_{2a} = 0.02$) whereas the second peak from the second flush is strongly increased ($r_{2b} = 1$) to best fit the measured data. However, for the tracer test in March 2000, r_1 is very close to the calculation of tracer mass recovery of 39% (Auckenthaler and Huggenberger, 2002, unpublished report). The transport of uranine and particles could not simultaneously be simulated satisfactorily. The difference in discharge conditions from high to low flow resulted in a greater difference in dye tracer transport velocities relative to that of the particles. This is due to tracer input with some cubic meters of water in a pit which differs significantly with particle transport induced by precipitation events. Moreover, the difference in transport velocities could not be explained by matrix diffusion of uranine.

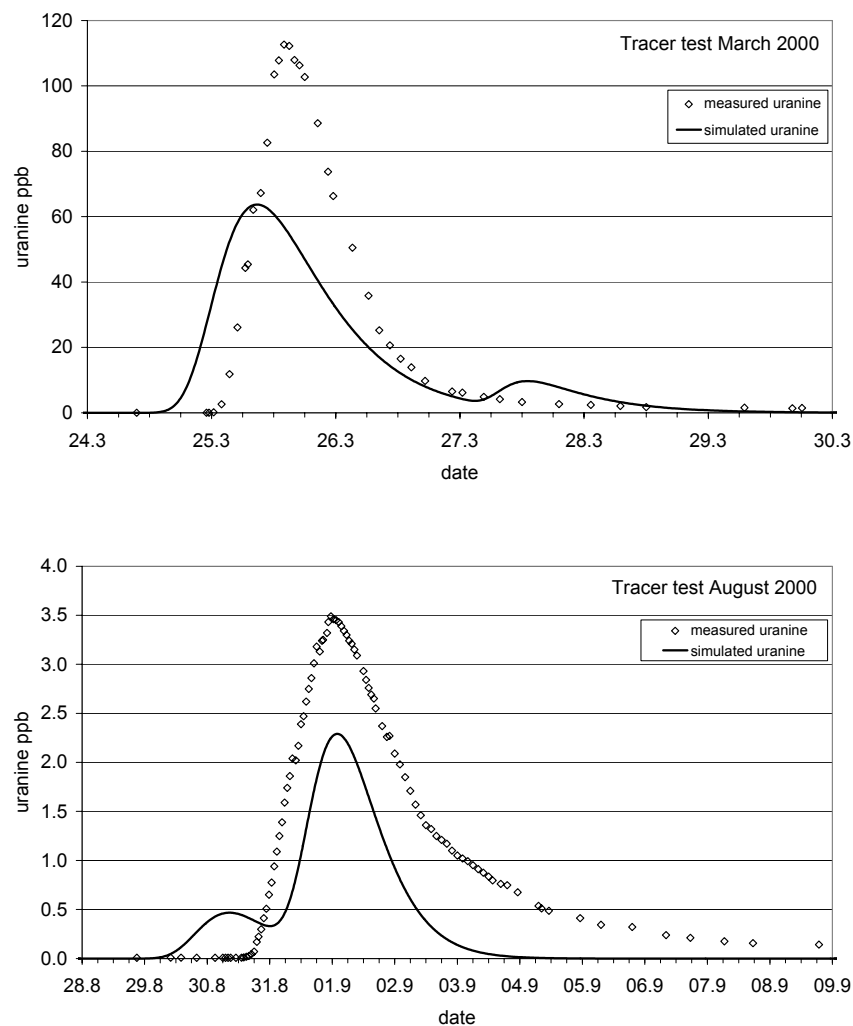


Fig. 7.9: Measured and simulated uranine breakthrough in the March 2000 and August 2000 tracer tests. The second peak during the March 2000 tracer test is a result of a precipitation event. In the August 2000 tracer test the two peaks are induced by a first and second flush of the pit.

Sensitivity analysis and parameter identification

As was seen in the previous section, there are a number of different model structures that lead to an adequate description of discharge. Models B and C, however, may be overparametrized in terms of the simulation of water flow. It is therefore important to know, whether the introduced parameters can be identified. To be identifiable, a parameter subset K has to fulfil two conditions: Firstly, the model output has to be sufficiently sensitive to individual changes of each parameter; secondly, changes in the model output due to changes in single parameters may not be approximately cancelled by appropriate changes in other parameters (Brun et al., 2002). In this section we introduce two measures, sensitivity of model results to parameters and the collinearity index of parameter subsets to quantify parameter identifiability. Each of the two measures addresses one of those two conditions for identifiability. The technique used in this paper was proposed and illustrated by Brun et al., (2001) and Reichert and Vanrolleghem, (2001).

The current model output is described by the function

$$\mathbf{y}_M(\boldsymbol{\theta}_M)$$

where $\mathbf{y} = (y_1, \dots, y_n)^T$ is the vector of model outcomes that correspond to the measured variables, $\boldsymbol{\theta} = (\theta_1, \dots, \theta_n)^T$ is the vector of the model parameters and the subscript M refers to the model under consideration. The local sensitivity of the model results $y_{M,i}$ to the parameter $\theta_{M,i}$ is the derivation $\partial y_{M,i} / \partial \theta_{M,i}$. To be able to compare the change in model results with respect to the parameters, it is useful to define the following nondimensional sensitivity function

$$s_{i,j} = \frac{\Delta \theta_{M,j}}{sc_i} \frac{\partial y_{M,i}}{\partial \theta_{M,j}} \quad (14)$$

In this equation $\Delta \theta_{M,j}$ represents the uncertainty range in the parameter $\theta_{M,j}$ and sc_i represents a typical order of magnitude for the output variable $y_{M,i}$. The uncertainty range for all parameters was set at 10% of the fitted value.

By calculating the root of the mean of the squares of the sensitivities (eq. 15) we can derive an average sensitivity of the model results with respect to each parameter:

$$\delta_j^{msqr} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n s_{i,j}^2} = \frac{1}{\sqrt{n}} \|\mathbf{s}_j\| \quad (15)$$

A high value of δ_j^{msqr} means that the value of the parameter θ_j has an important influence on the simulation result, a value of zero means that the simulation result does not depend significantly on the parameter θ_j (Brun et al., 2002). This measure can be used to establish a sensitivity ranking for the model parameters.

Table 7.4 shows a sensitivity ranking of the model results calculated according to Eq. (16) for all parameters and model structures. The parameters representing the surface areas a_1 have the highest δ_j^{msqr} for all model structures. Then there is a jump in δ_j^{msqr} by factor of 2 to 4 for the surface area a_2 in model B, $V_{overflow}$ in model C and the different outflow rates in the three models, except for k_{out4} in model B, which has even a significant smaller value of the sensitivity measure. Apart from a_1 and k_{out4} in model B, all of the above mentioned para-

Tab. 7.4: Sensitivity ranking for parameters of the different model structures of the models A to C.

Model A		Model B		Model C	
Parameter	δ^{msqr}	Parameter	δ^{msqr}	Parameter	δ^{msqr}
a_1	0.104	a_1	0.086	a_1	0.127
k_{out1}	0.042	a_2	0.034	$V_{overflow}$	0.029
		k_{out2}	0.022	k_{out2}	0.027
		k_{out1}	0.022	k_{out1}	0.025
		k_{out3}	0.017	$k_{overflow}$	0.021
$V_1 \text{ ini}$	0.004	k_{out4}	0.003	$V_1 \text{ ini}$	0.004
		$V_4 \text{ ini}$	0.001	$V_2 \text{ ini}$	0.003
		$V_2 \text{ ini}$	0.001		
		$V_3 \text{ ini}$	0.001		
		$V_1 \text{ ini}$	0.000		

meters lie within a close range. After that there is a sharp decrease of the sensitivity measure in all models for the initial volumes V_{ini} . This confirms the success of our strategy to make the simulation independent of initial conditions by starting the simulation 700 days before the fitting period. This approach eliminates the need for introducing the initial volumes of the reservoir explicitly as model parameters.

The low sensitivity of k_{out4} ($\delta_j^{msqr} = 0.003$) in model B makes the reservoir 4 nonessential and hence the model structure non identifiable. The elimination of reservoir 4 in model B would lead to model C without the restriction of the overflow volume, V_{overfl} . Another possibility to reduce one volume in model B would be to build one common soil reservoir (reservoir 1 plus reservoir 3) with one outflow rate into reservoir 2 and reservoir 4 (Fig. 7.2). This model structure, however, also leads to sensitivity and identifiability problems and is therefore no alternative to model B.

The parameters in Table 7.4 do not reflect the possibilities of approximate compensation of a change in the results induced by appropriate changes in other parameters. Such possibilities in the models B to C' using different compartments and several parameters would limit the identifiability of the parameters. Consequently the compensability of parameter subsets with respect to the model output, even if the model results are sensitive to each of the parameters, is further addressed.

In order to quantify approximate linear dependence of sensitivity functions, first the normalized sensitivity function is introduced

$$\tilde{\mathbf{s}}_j = \mathbf{s}_j / \|\mathbf{s}_j\| \quad (16)$$

Sensitivity functions are approximatively linearly dependent, if there exists a normed vector of coefficients $\boldsymbol{\beta}$, so that the norm of the linear combination of $\mathbf{s}_j \beta_j$ is much smaller than unity. For this reason the minimum of the norm of such a linear combination can be used as the identifiability criterion. The collinearity index γ_K is defined as

$$\gamma_K(\boldsymbol{\theta}) = \frac{1}{\min_{\|\boldsymbol{\beta}\|=1} \|\tilde{\mathbf{s}}_1 \beta_1 + \dots + \tilde{\mathbf{s}}_m \beta_m\|} = \frac{1}{\min_{\|\boldsymbol{\beta}\|=1} \|\tilde{\mathbf{S}} \boldsymbol{\beta}\|} = \frac{1}{\sqrt{\min(\text{EV}[\tilde{\mathbf{S}}^T \tilde{\mathbf{S}}])}} \quad (17)$$

with \mathbf{S}_K being a submatrix of \mathbf{S} containing those columns that correspond to the parameters in K . γ_K measures the near-linear dependence of the columns of \mathbf{S}_K . If the columns are nearly linear dependent, changes in the model output due to small changes in a parameter θ_j can be compensated to a large extent by appropriate changes in other parameters in K , which is indicated in a high collinearity index γ_K . If γ_K exceeds a threshold of 10 to 15, then the corresponding parameter subset is poorly identifiable (Brun et al, 2002).

The range of collinearity indices, $\gamma_K(\boldsymbol{\theta})$, for different combinations of set sizes in all models is below the threshold for which we can expect serious identifiability problem due to collinearity. For model A, the maximum $\gamma_K(\boldsymbol{\theta}) = 1.67$ for parameter set size of 3, for model B maximum $\gamma_K(\boldsymbol{\theta}) = 3.86$ for a set size of 10 and for model C maximum $\gamma_K(\boldsymbol{\theta}) = 3.05$ for a set size of 6. Consequently, model A and C fulfil the two necessary criteria stated above and are hence identifiable. In model B, however, the parameter k_{out4} cannot be identified due to sensitivity problems. Therefore this model structure is not identifiable.

There are two deficiencies in this identifiability analysis. Firstly, the analysis is local and does not exclude the existence of a different parameter set leading to a similar solution. This may not be a very severe restriction, as typically different parameter sets leading to a similar solution are not isolated, but connected to each other. Then the non-identifiability problem

would be detectable with our local analysis. However, it is likely that there exists a more severe identifiability problem. There may exist several parameter sets leading to similarly good overall agreement in the model results with data (as measured by the sum of weighted squares of the residuals), but with solutions that differ significantly from each other (one peak or baseline section fits better, another one worse).

Discussion

Using the sequence of box models presented in this paper it has been possible to simulate water flow and particle transport as well as derive further information about major characteristics of the karst system studied. By applying different model structures, processes involved in water movement can be analysed. Using model A, the simplest structure, containing only one reservoir, the major long-term characteristics of discharge can be schematically reproduced. Low flow conditions are simulated with errors of about 10% to 20%, i.e. prediction of possible water resources is still possible. This model also provides a realistic estimation of the catchment area of 2.4 km² which is very close to the calculated value of a water balance determined from site investigation of 2.8 km² (Pohl, 2000) and area estimations determined from structural geological analysis which range from 2.1 to 2.6 km² (Fleury, 2004). However, for a realistic determination of catchment area hydrologic data in the study area have to be investigated very thoroughly. Otherwise hydrological investigations as well as modeling can only provide very rough estimations. The limitations of model A are illustrated in the simulation of periods of fast rises in discharge with high flow rates as well as of periods of low discharge rates.

Introduction of a soil compartment and a second branch of intermediate water flow in model B show a reduction in the sum of weighted least-squares (WSS) and a better simulation of the peaks compared to model A. However, the intermediate flow regime does not substantially improve our understanding of flow processes and our investigation of possible water resources. Almost no difference to model A can be observed, particularly during low flow conditions. Both structures of slow and intermediate water flow are built in the same way and represent the same process except that the outflow rate coefficients and surface areas of the reservoirs differ. For a more detailed understanding of water movement other flow processes need to be introduced.

One such flow process was introduced in model C. The overflow from the topmost reservoir directly into the spring is only active during high flow conditions, when the reservoir volume exceeds a certain quantity of water. The influence of the overflow is best seen during the hydrograph recession period between June and October 2000. The overflow can be interpreted as water circulation in the soil and epikarst. Epikarst is a highly karstified structure with a certain storage capacity in the transition zone between soil and underlying geologic formation. During low flow conditions water slowly infiltrates from the soil and epikarst into the channel system; during high flow conditions, however, water is quickly discharged into the channel system resulting in peak flow at the spring. Another explanation for the overflow mechanism is based on the high primary and secondary porosity in the St. Ursanne Formation. Infiltrating water is stored in the pores as long as the capillary force is higher than gravitational force. During high flow conditions, when the storage capacity of the pores is reached, no additional water can be kept in the pores. As a consequence, the water is rapidly transported to the spring.

Model C' has an almost identical structure to model C except for the addition of a channel to account for fast water flow. Although this channel has only a minor effect on prediction of total discharge it is crucial for the particle transport. Similar observations in Bluegrass Spring

in Missouri were made by Winston and Criss, (2004), who stated that the base flow contributions dominate the form of the total spring hydrograph. Event water only accounts for a marginal amount of peak flow. However, it is responsible for the changes in physical and chemical parameters in spring water.

The four model structures applied suggest that the karst system studied has slow, intermediate, and fast flow components. This classification is not only a consequence of matrix, fracture and conduit flow but also a consequence of different geologic formations encountered along a flow path. The horizontally alternating layered sequences of limestones and marls in the Vellerat Formation hinder fast vertical water flow, so that water is only slowly transported through this formation. Intermediate to fast flow is attributed to St. Ursanne Formation which consists of patch reefs, arenites and limestones. The high primary and secondary porosity and expected preferential flow lead to the observed flow path. Fast flow is restricted to a small part of the aquifer, a channel-like structure which is embedded in the St. Ursanne Formation.

Transport of microorganisms could successfully be modelled using model C'. The model provides a good prediction of the temporal occurrence of high concentration peaks for recorded precipitation events between October and December 2000. However, the simulated *E. coli* and enterococci concentrations are too low. The adsorption of microorganisms is a physico-chemical process partly described by the extended DLVO theory (van Oss et al., 1986; Grasso et al., 1996). In contrast to the deposition of particles, their release is less clearly understood (Kretschmar et al., 1999). It is perceived that particle release is influenced by chemical changes in the system (Loveland et al., 1996). Consequently changes in pH and ionic strength in the soil during precipitation can result in desorption of microorganisms. Moreover, the concentration of microorganisms in the spring water is quantitatively and temporally influenced by the concentration of microorganisms by manure application to the soil. To keep the model as simple as possible, desorption was therefore only simulated in dependence of water flow.

The transport of microorganisms is restricted to the channel structure, with no matrix diffusion into the rock matrix. Nevertheless total discharge has an important influence on particle transport by means of dispersion and also by means of modification of the flow velocity in the lower part of the channel. The influence of total discharge on transport velocity of tracers was also observed in field studies (Maloszewski et al. 1992; Rossi et al. 1998; Doerfliger, 1996 and Atteia and Kozel, 1997). As a conclusion, the transport velocity of microorganisms can be simulated solely by input of effective precipitation (precipitation minus evapotranspiration) and modelled discharge. This is confirmed by comparing routine drinking water microbial data with model output (Fig 7.7).

Turbidity could be simulated in the same way as microorganisms. The temporal occurrence of the peaks is satisfactory over the whole 18 month simulation period. One difference between the microorganisms results and those of the turbidity data is that the base turbidity probably depends on resuspension of particles in the intermediate flow reservoirs (St. Ursanne Formation). The exact process behind this resuspension, however, could not be modelled.

Furthermore the breakthrough of artificial tracer tests using uranine could not be fitted satisfactorily. One of the most important reasons is probably the different input conditions compared to the resuspension of microorganisms and turbidity. During the tracer test, only 2 m³ of water were flushed into the karst system from a pit. Compared to precipitation events this amount of water is negligible. Using artificial tracer tests for model calibration to simulate indicator microorganisms response at the spring is therefore problematic. To avoid the above effect, artificial tracer tests should be performed preferably during precipitation events. Another consequence of these findings is that tracer tests performed for the delineation of groundwater protection zones could show unrealistic residence time

distributions between input and output of microorganisms. This could lead to erroneous interpretation of the microbial contamination hazard in spring water.

Sensitivity analysis and parameter identifiability revealed identifiability for all parameters describing water flow in model A and C. This shows that these model structures applied not only have a physical and hydrogeological meaning but also make sense from the modelling point of view. In model B one parameter, k_{out4} , could not be identified thus making the whole model structure non identifiable. However, from the hydrogeological point of view the modelling of a slow and intermediate water flow processes that are commonly observed in karst systems, is justifiable. Transport of microorganisms, turbidity and tracer was not subjected to identifiability analysis, because these processes are independent of each other.

Conclusion

In this work, different structures of a box model were applied to evaluate water flow and particle transport as well as to characterize the karst aquifer of Lützel Spring catchment area in Northwestern Switzerland. The spring hydrograph displays features related to slow, intermediate and fast flow. While total discharge is mainly attributed to slow and intermediate flow, transport of particles is dominated by fast flow. The benefits of the box model are as follows: (1) total spring discharge and the contribution of different parts of flow systems can be simulated and quantified using simple model structures, (2) the dimensions of the whole catchment area as well as the parts for slow and fast water infiltration can be calculated, (3) periods of high microbial contamination at the spring can be assessed, (4) the main microorganism transport process by advective transport could be evaluated and (5) the applicability of artificial tracer tests for the description of transport of microorganisms in a karst system could be tested.

The influence of overparametrisation with respect to discharge on the identifiability of model parameters was investigated by sensitivity analysis and parameter identifiability. The model parameters are identifiable for the model structures A and C. This demonstrates that the model structures applied do not only have a physical and hydrogeological meaning but also make sense from a modelling perspective. Model B, however, is not identifiable thus emphasising the importance of performing sensitivity analysis and parameter identifiability.

Consequently the model approach employed can be used to improve the delineation of groundwater protection zones by providing size and number of vulnerable input locations. Furthermore, the model results allow management procedures for preventing the introduction of highly contaminated raw water from water intake into water supplies to be established. The box model therefore provides an important instrument apart from groundwater protection zones and water treatment that may be used to guarantee for safe drinking water production.

Acknowledgement

The Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft (BUWAL) and the Amt für Umweltschutz und Energie BL supported the funding of this research. Swiss Meteo kindly provided meteorologic data for the elongation of the simulation period. The authors thank Ray Flynn for the English correction.

References

- Annable, W. K. and Sudicky, E. A., 1999. On predicting contaminant transport in carbonate terrains: behaviour and prediction. Karst Modeling, Proceedings symposium February 24 through 27, 1999, Charlottesville Virginia, 133-145.
- Attea, O. and Kozel, R., 1997. Particle size distribution in waters from karstic aquifer: from particles to colloids. *J. Hydrol.* 201, 102-119.
- Auckenthaler, A., Raso, G. und Huggenberger, P., 2002. Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. *Wat. Sci. Tech.* 46(3), 131-138.
- Auckenthaler, A. and Huggenberger, P., 2002. unpublished report. Quellwasserschutz im Kanton Basel-Landschaft bezüglich dem Transport von Mikroorganismen, Färbversuche Gemeinde Röschenz, Juli 2002, BA Nr. Röschenz 10.
- Auckenthaler, A. and Huggenberger, P., 2003. Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser. Birkhäuser Basel Berlin Boston, 180 pp.
- Baedke, S. J. and Krothe, N. C., 2001. Derivation of hydraulic parameters of karst aquifer from discharge hydrograph analysis. *Wat. Res. Resear.* 37(1):13-19.
- Bales, R. C., Li, S., Maguire, K. M., Yahya, M. T. and Gerba, C. P., 1993. MS-2 and poliovirus transport in porous media: hydrophobic effects and chemical perturbations. *Water Res. Resear.* 29(4):957-963.
- Birk, S., 2002. Charakterisation of karst systems by simulating aquifer genesis and spring responses: model development and application to gypsum karst. *Tübinger geowissenschaftliche Arbeiten, TGA, C60*, pp. 118.
- Brun, R., Kühni, M., Siegrist, H., Gujer, W. and Reichert, P., 2002. Practical identifiability of ASM2d parameters – systematic selection and tuning of parameter subsets. *Water Research*, 36, 4113-4127.
- Brun, R., Reichert, P. and Künsch, H. R., 2001. Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. *Wat. Res. Resear.* 37, 4, 1015-1030.
- Drew, D., 1996. Agriculturally induced environmental changes in the Burren Karst, Western Ireland. *Environmental Geology*, 28(3):137-144.
- Doerfliger, N., 1996. Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping (EPIK method). Diss. Uni Neuchâtel, pp. 308.
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., 1996. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. 238, pp. 135.
- Estrela, T. and Sahuquillo, 1997. Modeling the response of karstic spring at Artea aquifer in Spain. *Ground Water*, 35(1):18-24.
- Fleury, J., 2004. Struktur und Karstphänomene des mittleren Oxfords im Einzugsgebiet der Lützelquelle und Modellierung ihres Aquifers. MSc University of Basel, Applied Geology.
- Fontes, D. E., Mills, A. L., Hornberger, G. M. and Herman, J. S., 1991. Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(9):2473-2481.
- Ford, D. C. and Williams, P. W., 1989. Karst geomorphology and hydrology. Unwin Hyman, London.
- Goyal, S. M. and Gerba, C. P., 1979. Comparative adsorption of human enteroviruses, simian rotavirus, and selected bacteriophages to soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 38(2):241-247.
- Grant D. M. and Dawson B. D. (1997). ISCO open channel flow measurement handbook. 5th edn, Isco, 501 pp.
- Grasso, D., B. F., Smets, K. A. Strevett, B. D., Machinist, C. J., VanOss, R. F., Giese und Wu, W., 1996. Impact of physiological state on surface thermodynamics and adhesion of *Pseudomonas aeruginosa* Environ. Sci. Technol., 30:3604-3608.
- Gygi, R. A. and Persoz, F., 1986. Mineralostratigraphy, litho- and biostratigraphy combined in correlation of the Oxfordian (Late Jurassic) formations of the Swiss Jura range. *Eclogae Geologicae Helveticae* 63, 111-118.
- Hauns, M., Jeannin, P.-Y. and Hermann, F., 1998. Tracer transport in karst underground rivers: tailing effect from channel geometry. *Bulletin d'Hydrogéologie* 16, 123-142.
- Herlicska, H., Lorbeer, G. E., Broviczeny, F., Mandel, G. W., Pavuza, R., Stummer, G. and Lassning, M., 1994. Pilotprojekt „Karstwasser Dachstein“, Band 1: Karstwasserqualität. Umweltbundesamt. 233 pp.
- Hobbins, M., Svoboda, P., Tanner, M. and Lüthi, T., 2001. Nachweis von Norwalk-like-Viren-Sequenzen in Umweltproben. *gwa* 81(7), 473-479.
- Jeannin, P.-Y., 1998. Structure et compartiment hydraulique des aquifères karstiques. PhD Thesis, University of Neuchâtel, 237 pp.
- Jeannin, P.-Y. and Grasso, A. D., 1995. Recharge respective des volumes de roche peu perméable et des conduits karstiques, rôle de l'épikarst. *Bulletin Hydrogéologie*, 14:95-111.
- Käss, W., Schaber, J. und Schloz, W., 1994. Eine kombinierte Karstgrundwassermarkierung mit Uranin und Mikrokügelchen zwischen Geislingen-Waldhausen und Eybach. *Laichinger Hohlenfreund*, 61-70.

- Kiraly, L., 1998. Modelling karst aquifers by the combined discrete channel and continuum approach. *Bulletin Hydrogéologie*, 16:77-98.
- Kretschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D. and Elimelech, M., 1999. Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport. *Advances Agronomy*, 66, 121-193.
- Larocque, M., Banton, O. and Razack, M., 2000. Transient-state history matching of a karst aquifer ground water flow model. *Ground Water*, 38(6):939-946.
- Lawrence, J. R. and Hendry, M. J., 1996. Transport of bacteria through geologic media. *Can. J. Microbiol.*, 42:410-422.
- Loveland, J. P., Ryan, J. N., Amy, G. L. and Harvey, R. W., 1996. The reversibility of virus attachment to mineral surfaces. *Colloids Surfaces A – Physiochemical & Engineering Aspects*, 107, 205-221.
- Mangin, A., 1975. Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifers karstiques. PhD University of Dijon, 124.p.
- Maloszewski, P., Harum, T. and Benischke, R., 1992. Mathematical modelling of tracer experiments in the karst of Lurbach system. *Steir. Beitr. z. Hydrogeologie* 43, 116-136.
- Martin, R. E., Bouwer, E. J. and Hanna, L. M., 1992. Application of clean-bed filtration theory to bacterial deposition in porous media. *Environ. Sci. Technol.*, 26(5):1053-1058.
- Massai, N., Wang, H. Q., Dupont, J. P., Rodet, J. and Laignel, B., 2003. Assessment of direct transfer and resuspension of particles during turbid floods at a karstic spring. *J. Hydrology*, 275, 109-121.
- Montandon, P-E., Mages, J-F. and Miserez, J-J., 1995. Etude de l'écoulement et de l'autoépuration du system karstique. Exemple de la vallée de La Ronde (JU Suisse). *Bulletin d'Hydrogeologie* 14, 177-198.
- Pohl, B., 2000. Charakterisierung der hydrogeologischen Systemparameter des Einzugsgebietes einer Trinkwasserquelle im Karst am Beispiel Röschenz (Nordwestschweiz) zur differenzierten Ausscheidung von Grundwasserschutzzonen. MSc Thesis in Geology University of Basel.
- Pinault, J.-L., Plagnes, V., Aquilina, L. and Bakalowicz, M., 2001. Inverse modelling of the hydrological and hydrochemical behaviour of hydrosystems: Characterisation of karst system functioning. *Wat. Res. Resear.*, 37, 8, 2191-2204.
- Reichert, P., 1994. AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Wat. Sci. Techn.*, 30, 21-30.
- Reichert, P., 1995. Design techniques of a computer program for the identification of processes and the simulation of water quality in the aquatic systems. *Environmental Software*, 10, 199-210.
- Reichert, P. and Vanrolleghem, P., 2001. Identifiability and uncertainty analysis of river water quality model no.1(RWQM1). *Wat. Sci. Techn.*, 43, 7, 329-338.
- Rossi, P., Doerfliger, N., Kennedy, K., Müller, I. und Aragno, M., 1998. Bacteriophages as surface and groundwater tracers. *Hydrology and Earth Systems Sciences* 2(1), 101-110.
- Sauter, M., 1992. Quantification and forecasting of regional groundwater flow and transport in a karst aquifer (Gallusquelle, Malm, SW. Germany). *Tübinger geowissenschaftliche Arbeiten (TGA)*, C13, pp. 151.
- Schäfer, N. und Parriaux, A., 2002. Pathogenic-bacterial water contamination in mountainous catchments. *Water. Res.*, 36, 131-139.
- SLMB, 1987. Schweizerisches Lebensmittelbuch, Kap. 56.
- Snozzi M., 2000. Neue Konzepte und Methoden für die mikrobiologische Qualitätssicherung des Trinkwassers. *Mitt. Lebensm. Hyg.*, 91, 44-52.
- Scholl, M. A. and Harvey, R. W., 1992. Laboratory investigation on the role of sediment surface and groundwater chemistry in transport of bacteria through a contaminated sandy aquifer. *Environ. Sci. Technol.*, 26(7):1410-1417.
- VanOss, C. J., R. J. Good, und M. K. Chaudry. 1986. The role of van der Waals forces and hydrogen bonds in 'hydrophobic interactions' between biopolymers and low energy surfaces. *J. Colloid Interface Sci.*, 111:378-390.
- WEA, 1981. Grundlagen für Schutz und Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern, Hydrologie Laufental. Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern, pp.159.
- Werner, A., 1998. Hydraulische Charakterisierung von Karstsystemen mit künstlichen Tracern. *Schr. Angew. Geol. Karlsruhe*, 169 pp.
- Werner, A. Hötzel, H., Käss, W. and Maloszewski, P., 1998. Evaluation of tracer test in the Danube-Aach-system (Western Swabian Alb, Germany) with different modelling approaches. *Bulletin d'Hydrogeologie* 16, 111-122.
- Wicks, C. M. and Hoke, J. A., 1999. Linear system approach to modelling groundwater flow and solute transport through karstic basins. *Karst Modeling, Proceedings symposium February 24 through 27, 1999, Charlottesville Virginia*, 97-101.
- White, W. B., 2002. Karst hydrology: recent developments and open questions. *Eng. Geol.*, 65, 85-105.
- Winston, W. E. and Criss, R. E., 2004. Dynamic hydrologic and geochemical response in a perennial karst spring. *Water Resour. Res.*, 40, W05106, doi10.1029/2004WR003054, 1-11.
- Zupan, M., 1992. The pollution transport in karst waters. In: *Tracer hydrology, Hötzel & Werner (eds), Balkema Rotterdam*, 299-301.

In dieser Arbeit wird der Transport von Mikroorganismen, die natürlicherweise in der Umwelt vorkommen, sowie von künstlich eingetragenen partikulären und gelösten Tracern in einem Karstsystem beschrieben. Beobachtungen von Karstquellen zeigen bedeutende Veränderungen der mikrobiologischen Wasserqualität während Niederschlagsereignissen aufgrund der raschen Infiltration von Oberflächenwasser durch den Boden und die ungesättigte Zone und der geringen Filterwirkung im Hauptfliesssystem der Karstaquifere. Um den Partikeltransport in Karstsystemen besser zu verstehen, wurden im Einzugsgebiet der Lützelquelle in Röschenz BL, Schweiz, verschiedene Tracerversuche durchgeführt und das Quellwasser während rund 11 Wochen mehrmals täglich auf verschiedene Mikroorganismen und während zwei Niederschlagsereignissen zusätzlich auf ausgewählte pathogene Keime untersucht. Über einen Zeitraum von eineinhalb Jahren wurden zudem die Schüttung und die Trübung der Lützelquelle und meteorologische Daten in deren Einzugsgebiet kontinuierlich gemessen. Die Erkenntnisse aus der Studie sind untenstehend zusammengefasst.

Mikrobiologische Belastung des Quellwassers

Das Wasser (Rohwasser) der Lützelquelle wird bei Niederschlagsereignissen stark belastet. Die gemessene Konzentration der Indikatorkeime *E. coli* und Enterokokken steigt dabei innerhalb von Stunden bis Tagen um einen Faktor 100 bis 1000 gegenüber der Basiskonzentration bei trockener Witterung. Im Rohwasser konnten die pathogenen Keime verotoxinbildende *E. coli*, *Cryptosporidium parvum* und *Campylobacter* sp. festgestellt werden. Die Indikatorkeime und die pathogenen Mikroorganismen korrelieren sowohl beim zeitlichen Auftreten wie auch bei den Konzentrationen im Quellwasser. Dieser Befund bestätigt einerseits die Anwendbarkeit des Indikatorprinzips bei der Rohwasseruntersuchung und zeigt andererseits die zu erwartende Gesundheitsgefährdung auf, in jenen Fällen in denen Indikatorkeime im Netzwasser von Wasserversorgungen gefunden werden. Während die Indikatorkeime *E. coli* und Enterokokken bereits bei geringen Desinfektionsmittelkonzentrationen absterben, sind für die Elimination von pathogenen Mikroorganismen meist mehrstufige Aufbereitungsverfahren notwendig. Hier kann die Kenntnis der zeitlichen Veränderung der Rohwasserqualität und die Höhe der zu erwartenden Konzentrationen an Mikroorganismen wesentlich zur Optimierung und zur Wahl der geeigneten Trinkwasseraufbereitung beitragen.

Die Bedeutung der gemessenen mikrobiologischen Belastungen für die Volksgesundheit ist noch unklar. Es ist aber anzunehmen, dass die Dunkelziffer bei wasserbedingten Erkrankungen durch pathogene Mikroorganismen wohl auch in der Schweiz beachtlich ist, wie

bereits Köster et al., 2002 feststellte. Bei der Abklärung wasserbedingter Epidemien, ausgehend von der Nutzung von Karstquellen, können die Resultate der Untersuchungen erste Hinweise geben.

Detaillierte chemische, physikalische und mikrobiologische Messungen

Karstquellen können innerhalb von Stunden auf Niederschlagsereignisse reagieren. Für die Erfassung der Prozesse des Wasserflusses und Stofftransportes sind deshalb häufige Probenahmen (z.B. alle 3-4 Stunden) oder kontinuierliche Messungen notwendig. Die detaillierten chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Messungen bei der Lützelquelle zeigen auf, dass als Reaktion auf den Eintrag von Niederschlagswasser im Einzugsgebiet, zuerst die Schüttung ansteigt, gefolgt von chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Veränderungen des Wassers. Die Ursache für den frühen Schüttungsanstieg ist die hydraulische Verlagerung des alten, von früheren Regenereignissen stammenden Wassers im Röhrensystem zur Quelle hin, aufgrund des Eintrags von neuem Niederschlagswasser. Das verunreinigte neue Niederschlagswasser gelangt erst zur Quelle, wenn das alte Wasser aus dem Röhrensystem geflossen ist (Ryan und Meiman, 1996; Dreiss, 1989). Gegenüber diesem generellen Verhalten kann gezeigt werden, dass der zeitliche Ablauf des Anstiegs der Trübung und der Mikroorganismen nicht bei jedem Ereignis gleich ist. Die Trübung kann vor oder nach den Mikroorganismen ansteigen, ein Resultat, das auch in einer anderen Quelle im Kanton BL gezeigt werden konnte (Auckenthaler, 2003).

Da mikrobiologische Extrembelastungen in Karstquellen in der Regel nur für eine kurze Zeitdauer auftreten, ist für die Durchführung von Probenahmen, die auf die Erfassung der Gesundheitsgefährdung ausgelegt werden sollen, die Kenntnis der zeitlichen Abfolge von hydrologischen Ereignissen notwendig (White, 2002). Die in der Praxis angewandte Untersuchungsstrategie richtet sich allerdings meist nach der Laborkapazität. Die Probenahmen werden dabei in regelmässigen Abständen weit im Voraus geplant. Die Aussagekraft der zufälligerweise bei Niederschlagsereignissen durchgeführten Probenahmen ist zwar etwas genauer, das Resultat ist aber, in Anbetracht der raschen Veränderung der Wasserqualität, immer noch schwierig zu interpretieren. Mit Routinekontrollen können deshalb die effektiven Belastungen nicht erkannt und somit keine Angaben über das Transportverhalten von Mikroorganismen gemacht werden.

Eine weitere Erkenntnis aus der detaillierten Aufzeichnung ist, dass aus den Durchgangskurven z.B. der Trübung oder der Mikroorganismen die Anzahl möglicher Infiltrationsstellen für präferenzielle Fliesswege mit geringer Filterwirkung im Untergrund abgeschätzt werden kann. Die Anzahl aufgezeichneter (überlagerter) Kurven sollte der Anzahl Infiltrationsstellen entsprechen, sofern nicht verschiedene Fliesswege innerhalb des Karstsystems Multipeaks verursachen. Multipeaks aufgrund mehrerer interner Fliesswege können allerdings einfach über künstliche Tracerversuche ermittelt werden. Eine indirekte Überprüfung der Schutzzonen und der Qualität von Färbversuchen zur Ermittlung der Schutzzonen wird damit möglich. Je grösser die Vulnerabilität des Grundwasserleiters ist, desto ausgeprägtere Durchgangskurven sind zu erwarten.

Auswertung Durchgangskurven und Korrelation mit v , D_L , M/Q

Die aufgezeichneten Durchgangskurven der Tracer und der Mikroorganismen in der Lützelquelle zeigen kein Tailing. Der Partikeltransport im untersuchten Karstsystem kann deshalb mit einem Advektions-Dispersions-Modell beschrieben werden, ohne Einbezug von Matrixdiffusionsvorgängen, unterschiedlicher Röhrengometrie oder mehreren Fliesswegen im Hauptfliesssystem. Aufgrund des zweimaligen Spülens der Tracereingabestelle oder der Überlagerung von kleineren Niederschlagsereignissen bestehen jedoch alle Durchgangskurven aus mehreren Peaks. Um eindeutige Aussagen zum Transport machen zu können, müssen deshalb die Standardfehler der Transportparameter bestimmt werden. Für die Bestimmung der Standardfehler erwies sich das Bootstrap Verfahren als geeignet (Efron und Tibshirani, 1993), da nur ein kleiner Anteil der Datenpunkte verwendet wird, was zu grösseren und somit realistischeren Standardfehlern führt als bei klassischen Verfahren, bei welchen sämtliche Datenpunkte in die Fehlerschätzung einfließen. Die Resultate zeigen, dass nicht alle Peaks eindeutig auswertbar sind. Ein ähnliches Resultat ist bei der Auswertung von Multi-peaks in Tracerversuchen (Werner, 1998, Werner et al, 1998, Maloszewski et al., 1992) zu erwarten, bei welcher erschwerend hinzukommt, dass die genaue Anzahl der Fliesswege unbekannt ist. Modellvergleiche ohne Berücksichtigung der Standardfehler von Transportparametern sind deshalb kaum möglich.

Die mit einem 1D-Advektions-Dispersions-Modell ermittelten Transportparameter Fliessgeschwindigkeit, v , Dispersion, D_L und Masse pro Schüttung, M/Q , und die daraus abgeleitete Dispersivität, α , zeigen eine markante Streuung, liegen aber im Bereich von anderen Karstsystemen (Werner, 1998, Jeannin, 1998). Für eine Charakterisierung des Partikeltransportverhaltens oder eines Karstsystems sind deshalb mehrere Versuche unter unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen notwendig.

Mögliche Beziehungen zwischen den Transportparametern und den Systemparametern aus Schüttung und Niederschlag, wurden mit Hilfe einer stufenweisen multiplen linearen Regression ermittelt. Die Analysen konnten die Varianz in v , D_L und M/Q nur teilweise erklären. Der Grund liegt vermutlich nicht in physikalisch-chemischen Prozessen (siehe dazu Abschnitt Prozesse im Partikeltransport), sondern eher in Wassergehaltsänderungen der ungesättigten Zone und darin, dass das Modell die Dynamik des Niederschlagsereignisses nicht erfasst. Werner, (1998) konnte zeigen, dass es Abweichungen in gefitteten Parameterwerten zwischen einer stationären und einer instationären Auswertung von Tracerversuchen gibt, diese für v aber eher klein und vermutlich innerhalb der Schätzungenauigkeit liegen. Für D_L sind die Werte allerdings grösser. Dieser Umstand ist vermutlich verantwortlich, dass v etwas besser mit den Systemparametern korreliert als D_L . In unserem Fall ist D_L allerdings ebenfalls abhängig von der Wassersättigung in der ungesättigten Zone, der Verteilung der Mikroorganismen im Boden und der Dauer des Eintrages. Eine weitere Möglichkeit für die geringe Korrelation könnte mit der Festlegung des Beginns des Transportes der Mikroorganismen auf den Beginn des Niederschlagsereignisses zurückzuführen sein. Eine Verschiebung des Mikroorganismeneintrages z.B. in die Mitte des Niederschlagsereignisses würde die Fliessgeschwindigkeiten allerdings nur geringfügig ändern. Diese lägen bei praktisch allen Ereignissen innerhalb des Standardfehlers der ursprünglichen Transportgeschwindigkeiten.

Offensichtlich ist das Zusammenspiel der verschiedenen Transport- und Systemprozesse selbst in einem einfachen Karstsystem so komplex, dass keine einfachen Korrelationen möglich sind.

Modellierung

Die Basis für die Modellierung bildet ein konzeptionelles geologisches Modell, das aufgrund von Tracerversuchen, physikalischen Messungen an der Quelle, sowie hydrogeologischen und strukturgeologischen Arbeiten (Pohl, 2000; Fleury, 2004) im Einzugsgebiet der Lützelquelle erstellt wurde. Wie die Simulationen zeigen, ist das verwendete Boxmodell grundsätzlich geeignet, den Wasserfluss und Partikeltransport im Karstsystem der Lützelquelle zu beschreiben. Bereits die einfachste der gewählten Modellstrukturen konnte den Wasserfluss grössenordnungsmässig aufzeigen. Um die verschiedenen Fliesswege zu beschreiben, müssen jedoch Strukturen für den langsamen, intermediären und schnellen Wasserfluss simuliert werden. Diese Fliessbereiche wurden in homogene, durchmischte Boxen aufgeteilt. Eine Schwierigkeit bei der Formulierung von Modellen, insbesondere im Karst, ist die grosse Heterogenität des Aufbaus der Grundwasserleiter und der Fliesssysteme. 3D-Modelle können kaum aufgebaut werden, da die räumliche Lage der verschiedenen Strukturen und die damit verbundenen hydraulischen Leitfähigkeiten nicht bekannt sind. Aufgrund von Tracerversuchen oder hydrogeologischen Beobachtungen können aber z.B. formations- oder faziesbedingte spezifische Fliesssysteme mit mehr oder weniger homogenen Eigenschaften ausfindig gemacht werden. In diesem Fall sind Boxmodelle ideal, da für jede solche Einheit eine Box mit bestimmtem Fliess- und Transportverhalten gebildet werden kann. Je nach hydrogeologischem Differenzierungsgrad können mehr oder weniger Boxen zu einem Modell zusammengefügt werden. Mit Hilfe von Boxmodellen können verschiedene Modellstrukturen aufgebaut und somit verschiedene Eigenschaften und Prozesse des Fliess- und Transportsystems erkannt und miteinander verglichen, beziehungsweise gegeneinander abgewogen werden.

Eine solche Eigenschaft im Karstsystem der Lützelquelle ist der Überlauf (overflow), eine hydraulische Verbindung von oberflächennahen Strukturen, vermutlich innerhalb der St. Ursanne Formation, direkt zur Quelle. Der Überlauf bewirkt, dass der Peakabfluss nicht nur vom Wasserfluss in den schnellen Wasserwegen bestimmt ist, sondern dass auch Fliesssysteme für intermediären (oder in anderen Karstsystemen möglicherweise auch langsameren) Wasserfluss beteiligt sind. Ähnliche Beobachtungen wurden von Winston und Criss, (2004) gemacht. Diese Erkenntnis ist insbesondere dann wichtig, wenn Einzugsgebiete für den schnellen Wasserfluss aus Ganglinienseparationen bestimmt werden sollen. Im Gegensatz zum schnellen Fliesssystem findet im Fliesssystem des Überlaufs kein eigentlicher Partikeltransport statt. Es kommt höchstens zur Resuspension von Tonpartikeln bei Peakabflüssen, was vermutlich die Basis der Trübung im Quellwasser erhöht.

Der eigentliche Mikroorganismentransport findet in einem marginalen Teil des Karstaquifers, den schnellen Wasserwegen, statt. Die Transportgeschwindigkeit und die Dispersion der Partikel im Hauptfliesssystem werden allerdings modifiziert von der Infiltration von Wasser aus dem Kluft- und Matrixsystem ins Hauptfliesssystem. Je mehr Wasser infiltriert, z.B. bei höherem Wasserstand im Karstaquifer – indirekt zu beobachten in der Höhe der Quellschüttung – desto schneller ist der Transport, was auch in verschiedenen Tracerversuchen festgestellt werden konnte (Doerflinger, 1996, Rossi, 1998, Auckenthaler und Huggenberger, 2002 unpublizierter Bericht).

Die Modellsimulationen zeigen auch Differenzen im Transportverhalten von Uranin im Tracerversuch gegenüber dem Transport der Mikroorganismen bei Niederschlagsereignissen. Die Durchgangskurven von Uranin und der Mikroorganismen konnten nicht gleichzeitig befriedigend modelliert werden, was vermutlich auf die geringe Wassereingabe beim Tracerversuch zurückzuführen ist. Matrixdiffusionsvorgänge sind nicht verantwortlich für die Retardierung des Uranintransports. Diese Resultate geben Hinweise darauf, dass künstliche Tracerversuche für Modellkalibrationen nicht immer geeignet sind, und dass sie unrealistische

Aufenthaltszeiten liefern können, was bei der Ausscheidung von Grundwasserschutzzonen problematisch sein kann.

Wie sich zeigte, müssen für die Modellierung des Wasserflusses und Stofftransports im Karst verschiedene Fließsysteme modelliert werden, die im Feld (beim Output an der Quelle) nicht einzeln beobachtet und gemessen werden können. Das aufgebaute Simulationsmodell kann deshalb bezogen auf die gemessenen Parameter überparametrisiert sein, was zu einer schlechten Identifizierbarkeit der Modellparameter führen kann. Die durchgeführte Identifizierbarkeitsanalyse hat gezeigt, dass selbst einfache Modellstrukturen unter Umständen nicht identifizierbar sind. In diesem Fall reagiert das Modell entweder nicht sensitiv auf Veränderungen einzelner Modellparameter oder Veränderungen im Modellresultat aufgrund der Änderung eines Parameters können durch die gleichzeitige Änderung eines anderen Parameters kompensiert werden. Die Identifizierbarkeitsanalyse hilft somit den Einfluss von Parametern und Prozessen auf die Modellresultate zu erkennen.

Prozesse im Partikeltransport

Wie bereits erwähnt, konnten die aufgezeichneten Durchgangskurven der Mikroorganismen und der Tracer in der Lützelquelle mit einem Advektions-Dispersions-Modell beschrieben werden. Ein Tailing der Kurven aufgrund von Adsorptions- oder Desorptionsprozessen der Mikroorganismen oder der Geometrie des Fließsystems konnte nicht beobachtet werden. Daraus lässt sich folgern, dass es keine oder eine nur sehr geringe Adsorption und Desorption von Partikeln entlang der gesamten Fließstrecke in der ungesättigten und gesättigten Zone gibt. Partikel, die in Fließsysteme mit grossen Porendurchmessern gelangen, werden deshalb über weite Strecken transportiert. Versuche mit Partikeleingabe über Dollinen und Schlucklöcher ins Hauptfließsystem von Karstaquiferen zeigen denn auch Wiederfindungsraten von mehr als 40% (Rossi, 1998, Doerfliger, 1996). Im Karstsystem findet deshalb kaum eine Adsorption von Partikeln statt. Hingegen konnte eine starke Adsorption von Bakteriophagen und Mikrosphären im Bereich der ersten paar Zentimeter bis Meter im Boden gezeigt werden (Alaoui, 1998; Burkhardt, 2003; Schäfer, 1997). Bei Niederschlagsereignissen allerdings werden die Indikatorkeime aus dem Boden ausgetragen. Der genaue Mechanismus des Desorptionsprozesses konnte nicht ermittelt werden, vermutlich spielen mehrere Prozesse eine Rolle, so unter anderem: 1) mechanische Desorption aufgrund des Wasserflusses in den Poren (Burkhardt, 2003), 2) Transport der Mikroorganismen auf losgelösten Tonpartikeln (Bernhard et al., 1994), 3) Veränderung des Nahrungsangebotes verbunden mit aktivem Loslösen der Mikroorganismen (Ginn et al., 2002) und 4) Änderung des pH-Wertes oder der Ionenstärke durch infiltrierendes Niederschlagswasser (Loveland et al., 1996).

Dass der Desorptionsprozess direkt mit dem Eintrag von Niederschlagswasser in den Boden zusammenhängt, zeigen die Simulationen mit dem Boxmodell. Die Lokalisierung der Peakkonzentrationen der Mikroorganismen im Quellwasser kann sehr genau wiedergegeben werden. Die Höhe der simulierten Peakkonzentrationen stimmt hingegen nur ungefähr mit den gemessenen überein. Unter der Annahme, dass während der Versuchsphase keine Gülle auf die Felder ausgetragen wurde (was von den Landwirten bestätigt wurde), müssen deshalb auch chemische und/oder biologische Prozesse einen Einfluss auf die Desorption haben.

Da die Adsorptions- und Desorptionsprozesse nur über einen sehr kurzen Bereich der Fließstrecke wirken, ist der Partikeltransport im untersuchten Karstsystem mit einem Advektions-Dispersions-Modell beschreibbar. Des Weiteren zeigt sich, dass partikelspezifische Eigenschaften beim Transport im Karstsystem der Lützelquelle kaum eine Rolle spielen. Die aus den Durchgangskurven ermittelten Transportgeschwindigkeiten und die Dispersion von *E. coli*, Enterokokken sowie *C. perfringens* konnten in den meisten Fällen nicht unterschieden

werden. Hingegen liess sich ein Unterschied im Transportverhalten von Partikeln gegenüber gelösten Stoffen beobachten. Die Partikeltracer und die Mikroorganismen zeigten im Mittel eine höhere Fliessgeschwindigkeit als Uranin respektive gelöste organische Substanz (gemessen mit UV-Absorption). Es wird deshalb vermutet, dass die Partikel von Feinporen ausgeschlossen sind (size exclusion) und deshalb schneller als gelöste Stoffe transportiert werden, dieser Transportmechanismus aber auf den ersten, kurzen Fliessabschnitt beschränkt ist.

Praktische Anwendung – Wassermanagement

Mit den durchgeführten Feldversuchen und Modellsimulationen konnten Schlüsselgrössen und Prozesse im Transport von Mikroorganismen in der Lützelquelle ermittelt werden. Es ist somit möglich, ein Management der Wasserentnahmen in der Lützelquelle aufzubauen.

Hohe mikrobiologische Belastungen des Quellwassers sind an Niederschlagsereignisse gebunden. Durch den Wassereintrag ins Karstsystem bei Niederschlagsereignissen steigt aufgrund der hydraulischen Gegebenheiten zuerst die Schüttung an, gefolgt vom Anstieg der Konzentration der Mikroorganismen. Der Anstieg der Schüttung ist deshalb eine geeignete Messgrösse für die Bestimmung der zu erwartenden Verunreinigung. Der Anstieg der Trübung kann gleichzeitig oder verzögert zum Anstieg der Mikroorganismen erfolgen, weshalb die Trübung eine weniger verlässliche Messgrösse ist als die Schüttung. Mit der kombinierten Messung von Schüttung und Trübung können aber der Anfang und das Ende von mikrobiologischen Belastungen relativ genau bestimmt werden. Eine weitere Möglichkeit den Zeitraum mikrobiologischer Belastungen nach Niederschlagsereignissen zu lokalisieren, ist die Ermittlung der Transportgeschwindigkeit von Mikroorganismen unter verschiedenen hydrologischen Bedingungen. Diese Methodik ist allerdings aufwändig, setzt differenzierte Systemkenntnisse voraus und ist zudem wegen der Varianz in den Transportgeschwindigkeiten eher ungenauer. Durch die Bestimmung der Transportgeschwindigkeiten konnte jedoch gezeigt werden, dass es keine signifikanten Unterschiede im Transportverhalten von *E. coli*, Enterokokken und *C. perfringens* gibt. Das Indikatorkonzept (Bonde, 1962) bei der Trinkwasserkontrolle, wonach anstelle von pathogenen Mikroorganismen Indikatoren untersucht werden, konnte für die Belastung von Rohwässern somit bestätigt werden.

Als sehr erfolgsversprechend für den Aufbau eines Wasserentnahmemanagement erwiesen sich die Simulationen mit verschiedenen Strukturen eines Boxmodells. Der Wasserfluss konnte sowohl für die Abflussspitzen bei Niederschlagsereignissen als auch für den Basisabfluss modelliert werden. Letzteres könnte in trockenen Sommern, wie im Jahr 2003, an Bedeutung gewinnen. Die Simulationen zeigten eine gute Übereinstimmung nicht nur während der elfwöchigen Experimentierphase, sondern auch für die Zeitpunkte von Routineuntersuchungen.

Die Daten der Versuche liefern zudem wichtige Grundlagen für den Aufbau der Qualitätssicherung in den Wasserversorgungen. Sie decken – neben den hydrogeologischen Abklärungen zum Einzugsgebiet der Wasserfassung – den Teil an naturwissenschaftlichen Fragen ab, die eine Wasserversorgung über ihr Grundwasser bis und mit der Trinkwasseraufbereitung beantworten sollte. Ab der Trinkwasseraufbereitung sind die Wasserversorgungen, was den ingenieurmässigen Teil anbelangt, heute meist gut dokumentiert (Auckenthaler, 2003).

Die Durchführung ereignisbezogener Beprobungen von Wasserfassungen ist mit einem erheblichen personellen und zeitlichen Aufwand verbunden. In der Regel müssen mehrmals pro Tag Proben erhoben und laufend analysiert werden. Zudem sind meist vorgängige hydrogeologische Kenntnisse des Einzugsgebietes zu erarbeiten, um den Stofftransport abschätzen zu können. Die bisherigen ereignisbezogenen Untersuchungen bei Quellen zeigen

allerdings den grossen Nutzen dieser Beprobung. Der Erkenntnisgewinn sowohl für die Erarbeitung einer Qualitätssicherung in der Wasserversorgung als auch für die Beurteilung der Wasserqualität durch die Kontrollbehörde ist wesentlich höher als bei den heute praktizierten Routinekontrollen. Die ereignisbezogenen Untersuchungen tragen damit auch zur Verhinderung von Trinkwasserverunreinigungen bei. Das Management von Verunreinigungen ist jeweils mit einem grossen zeitlichen, personellen und finanziellen Aufwand verbunden (Harrison et al., 2002; Corso et al., 2003). Hinzu kommen die Gesundheitsgefährdung der KonsumentInnen durch verunreinigtes Trinkwasser sowie der Imageverlust des Trinkwassers. Es ist deshalb aus einer Gesamtbetrachtung heraus verantwortungsbewusster, einfacher und kostengünstiger, Verunreinigungen zu verhindern, anstatt wasserbedingte Krankheitsausbrüche zu managen (Mayon-White, 2002)

Perspektiven für zukünftige Forschung

Obschon mit der vorliegenden Arbeit einige Antworten zum Verhalten von Partikeln in Karstaquifern und zum Einfluss verschiedener geologischer Formationen auf die Ausbildung unterschiedlicher Fliesswege gegeben werden konnten, ergeben sich aus den Resultaten auch neue Fragen für die zukünftige Forschung zum Partikeltransport in diesem Fliesssystem:

- Mit den klassischen mikrobiologischen Untersuchungen können die gemessenen Mikroorganismen beim Output in der Quelle dem Input im Einzugsgebiet nur indirekt über künstliche Tracerversuche zugeordnet werden. Mit Hilfe von genetischen Fingerprints von Mikroorganismen wie z.B. *E. coli* (Farnleitner et al., 2000; Rothmeier et al., 1997) wäre es prinzipiell möglich, die lokale Inputverteilung der Mikroorganismen im Einzugsgebiet und deren Transport durch verschiedene Fliesswege zu beschreiben.
- Für eine detaillierte mikrobiologische Untersuchung mit wesentlich geringerem personellem Aufwand, wäre die Entwicklung von Biochips (Chatzinotas und Harms, 2003) zur kontinuierlichen Überwachung von Mikroorganismen im Quellwasser sehr hilfreich.
- Beim Eintrag von Mikroorganismen in den Boden und ihrem Transport in die Quelle ist eine Reihe von Prozessen beteiligt. Um deren Interaktion besser verstehen zu können, sollten die Prozesse in den verschiedenen Bereichen der Fliessstrecke durch den Boden, die ungesättigte Zone (zwischen Boden und Grundwasserleiter) und den Grundwasserleiter quantifiziert werden. Insbesondere ist unklar, wie unterschiedliche fazielle Ausbildungen die Interaktion mit Mikroorganismen beeinflussen.
- Interessant wären Versuche zum Partikeltransport in der ungesättigten Zone zwischen Boden und Grundwasserleiter. Diese Zone wurde bisher (auch in anderen Bereichen des Stofftransports, wie z.B. für den Transport und die Denitrifikation von Nitrat) noch kaum untersucht.
- Die Bedeutung der mikrobiologischen Belastung des Quellwassers und die im Netzwasser von mehreren Wasserversorgungen festgestellten Belastungen mit *E. coli* für den Gesundheitsschutz ist noch unklar. Aus diesem Grund wäre ein nationales Überwachungssystem für wasserübertragbare Erkrankungen wünschenswert.

- Die bestehenden Modellansätze für den Wasserfluss und den Stofftransport in Karst-aquiferen sollten weiterentwickelt werden und neben den Aquiferstrukturen (schnelle und langsame Wasserwege) auch chemisch-physikalische und mikrobiologische Prozesse beinhalten.
- Die vorliegende Arbeit hat gezeigt, dass einige wichtige Strukturen mit geringer räumlicher Ausdehnung für den Input und den Transport von Mikroorganismen in Karstgebieten eine dominierende Rolle spielen. Die Anwendung von geophysikalischen Methoden könnte dazu beitragen, strukturelle Inhomogenitäten zu erkennen.

Literatur

- Alaoui, A. M., (1998). Transferts d'eau et de substances (bromures, chlorures et bactériophages) dans des milieux non saturés à porosité bimodale: Expérimentation et modélisation. *Geographica Bernensia*, G 55, pp: 148.
- Auckenthaler, A. und Huggenberger, P., (2002). unpublished report. Quellwasserschutz im Kanton Basel-Landschaft bezüglich dem Transport von Mikroorganismen, Färbversuche Gemeinde Röschenz, Juli 2002, BA Nr. Röschenz 10.
- Auckenthaler, A., (2003). Mikrobiologische Trinkwasserüberwachung – Am Beispiel der Nordwestschweiz, gwa, 829-836.
- Bernhardt, H. et al., (1994). Desinfektion aufbereiteter Oberflächenwässer mit UV-Strahlen. *gwf*, 135(12):677-689.
- Bonde, G. J. (1962): Bacterial indicators of water pollution. 1.ed., Bonde, G. J. (ed), Teknisk Forlag Copenhagen.
- Burkhard, M., (2003). Feldversuche zur Erfassung des Transportverhaltens von gelösten und partikulären Tracern mittels Multitracing-Technik in einem schluffigen Boden. *Berichte Forschungszentrum Jülich*, Jül-4058, p.194.
- Chatzinotas, A. und Harms, H., (2003). Nachweismethoden für pathogene Mikroorganismen. In: Auckenthaler, A. und Huggenberger, P. (Hrsg.), *Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser*. Birkhäuser Verlag Basel Boston Berlin, 39-53.
- Corso, P. S., Kramer, M. H., Blair, K. A., Addiss, D. G., Davis, J. P. und Haddix, A. C. (2003): Cost of illness in the 1993 waterborne *Cryptosporidium* outbreak, Milwaukee, Wisconsin. *Emerg. Infect. Diseases*, 9(4):426-431.
- Doerfliger, N., (1996). Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer tests analysis and multiattribute vulnerability mapping (EPIK method). Diss. Uni Neuchâtel, pp. 308.
- Dreiss, S. J., (1989). Regional scale transport in a karst aquifer, 1. component separation of a spring flow hydrograph. *Water Resour. Res.*, 25, 1, 117-125.
- Efron, B. und Tibshirani, R. J., (1993). *An introduction to the bootstrap*. Chapman & Hall, New York.
- Farnleitner, A. H., Kreuzinger, N., Kavka, G. G., Grillenberger, S., Rath, J., und Mach R. L., (2000). Simultaneous detection and differentiation of *Escherichia coli* populations from environmental freshwaters by means of sequence variations in a fragment of the β -D-Glucuronidase gene. *Applied and Environmental Microbiology* 66, 1340-1346.
- Fleury, J., (2004). Struktur und Karstphänomene des mittleren Oxfords im Einzugsgebiet der Lützelquelle und Modellierung ihres Aquifers. MSc University of Basel, Applied Geology.
- Ginn, T. R., Wood, B. D., Nelson, K. E., Scheibe, T. D., Murphy, E. M. und Prabhakar Clement, T., (2002). Process in microbial transport in the natural subsurface. *Advances Water Resour.*, 25, 1017-1042.
- Harrison, S. L., Nelder, R., Hayek, L., Mackenzie, I. F., Casemore, D. P. und Dance, D. (2002): Managing a large outbreak of cryptosporidiosis: how to investigate and when to decide to lift a "boil water" notice. *Communicable Disease and Public Health*, 5(3):230-239.
- Jeannin, P.-Y., (1998). Structure et compartiment hydraulique des aquifères karstiques. PhD Thesis, University of Neuchâtel, 237 pp.
- Köster, W., Egli, T. und Rust, A., (2002). Krankheitserreger im (Trink)wasser? EAWAG news, 53, 26-28.
- Loveland, J. P., Ryan, J. N., Amy, G. L. und Harvey, R. W., (1996). The reversibility of virus attachment to mineral surfaces. *Colloids Surfaces A – Physicochemical & Engineering Aspects*, 107, 205-221.
- Maloszewski, P., Benischke, R. und Harum, T., (1992). Mathematical modelling of tracer experiments in the karst of Lurbach-System. Investigations with natural and artificial tracers in the karst aquifer of the Lurbach-System (Peggau-Tanneben-Semriach, Austria). *Steir. Beitr. Z. Hydrogeologie*, 43, 116-136.
- Mayon-White, R. (2002): Problems in management of waterborne communicable disease outbreaks. *Communicable Disease and Public Health*, 5(3):183-184.
- Pohl, B., (2000). Charakterisierung der hydrogeologischen Systemparameter des Einzugsgebietes einer Trinkwasserquelle im Karst am Beispiel Röschenz (Nordwestschweiz) zur differenzierten Ausscheidung von Grundwasserschutzonen. MSc Thesis in Geology University of Basel, p. 77.
- Rossi, P., Doerfliger, N., Kennedy, K., Müller, I. und Aragno, M., (1998). Bacteriophages as surface and groundwater tracers. *Hydrology and Earth Systems Sciences* 2(1), 101-110.
- Rothmeier, R., Weidenmann, A., und Botzenhart, K., (1997). Transport of *Escherichia coli* through soil to groundwater traced by Randomly Amplified Polymorphic DNA (RAPD). *Water Science and Technology* 35, 351-357.
- Ryan, M. und Meiman, J., (1996). An examination of short-term variations in water quality at a karst spring in Kentucky. *Ground Water*, 34(1), 23-30.

- Schäfer, A., (1997). Bacterial transport and pollutant degradation: influences of air-water interfaces and solid surfaces. PhD ETH No. 12416, p. 117.
- Werner, A., (1998). Hydraulische Charakterisierung von Karstsystemen mit künstlichen Tracern. Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 169 pp.
- Werner, A. Hötzel, H., Käss, W. and Maloszewski, P., (1998). Evaluation of tracer test in the Danube-Aach-system (Western Swabian Alb, Germany) with different modelling approaches. Bulletin d'Hydrogeologie 16, 111-122.
- White, W. B., (2002). Karst hydrology: recent developments and open questions. Eng. Geol., 65, 85-105.
- Winston, W. E. and Criss, R. E., (2004). Dynamic hydrologic and geochemical response in a perennial karst spring. Water Resour. Res., 40, W05106, doi10.1029/2004WR003054, 1-11.

Curriculum Vitae

Adrian Georg Auckenthaler

Geboren am 13. September 1967 in Zürich, Schweiz

Ausbildung:

1974-1978	Primarschule Hinterkappelen
1978-1979	Freies Gymnasium Bern
1979-1983	Sekundarschule Hinterkappelen und Therwil
1983-1985	Progymnasium Therwil
1985-1988	Gymnasium Oberwil, Matura Typus C
1989-1995	ETH Zürich, Studium Umweltnaturwissenschaften, Diplomarbeit: Infiltrations- und Abflussverhalten geforener Böden
1999-2004	Universität Basel, PhD Geologisch Paläontologisches Institut, vorliegende Dissertation

Berufliche Tätigkeit:

1990-1995	Freier Mitarbeiter, Warenhausgruppe Manor AG, Geschäftssitz Basel, Abteilung Umweltschutz/Abfallvermeidung
seit 1995	Leiter Trinkwasserinspektorat Kantonales Laboratorium Basel-Landschaft